



LIMNOLOGIE APPLIQUEE
AU TRAITEMENT DES LACS
ET DES PLANS D'EAU



**LIMNOLOGIE APPLIQUEE
AU TRAITEMENT DES LACS
ET DES PLANS D'EAU**

Directeur de la Publication : Pierre Roussel
Agence de l'eau réalisatrice de l'étude : Agence de l'eau Rhône
Méditerranée-Corse
Secrétariat de rédaction : Agence de l'eau Rhône
Méditerranée-Corse

Document réalisé par Guy Barroin INRA Thonon

Tiré à 500 exemplaires / janvier 1999
Prix : 150F

**LIMNOLOGIE APPLIQUEE
AU TRAITEMENT DES LACS
ET DES PLANS D'EAU**

G. BARROIN

INRA- THONON-LES-BAINS

SOMMAIRE

| | |
|---|-----------|
| 1. PRESENTATION DU MANUEL | 10 |
| 1.1. Qu'est-ce qu'un lac ? | 10 |
| 1.2. De l'utilité des plans d'eau | 10 |
| 1.2.1. Un plan d'eau "au naturel". | 10 |
| 1.2.2. Ce que l'on veut faire d'un plan d'eau. | 11 |
| 1.2.3. Ce que l'on ne peut pas faire d'un plan d'eau. | 11 |
| 1.3. De l'utilité du manuel | 12 |
| 1ERE PARTIE | 13 |
| AVANT D'INTERVENIR SUR LE PLAN D'EAU | 13 |
| 2. ELEMENTS DE LIMNOLOGIE | 14 |
| 2.1. Le lac, reflet de son bassin versant | 14 |
| 2.1.1. L'eau | 15 |
| 2.1.2. Les matériaux | 17 |
| 2.2. L'eau stagnante, un milieu très spécial | 18 |
| 2.2.1. Les propriétés de l'eau | 18 |
| 2.2.2. Le régime thermique d'un lac | 20 |
| 2.2.3. Autres mouvements de l'eau | 22 |
| 2.3. La vie aquatique | 24 |
| 2.3.1. Organisation générale | 24 |
| 2.3.2. Photosynthèse, respiration | 26 |
| 2.3.3. Les organismes végétaux | 26 |
| 2.3.4. La nutrition minérale | 27 |
| 2.3.5. Les variations saisonnières du phytoplancton | 29 |
| 2.3.6. Sédimentation et décomposition | 30 |
| 2.4. Une chimie façonnée par la vie | 30 |
| 2.4.1. Equations fondamentales | 30 |
| 2.4.2. L'oxygène et le potentiel redox | 31 |
| 2.4.3. Le gaz carbonique et le pH | 32 |
| 2.5. Evolution naturelle, évolution anthropique | 34 |
| 2.5.1. Evolution naturelle | 34 |
| 2.5.2. Evolution anthropique | 35 |
| 3. STRATEGIE D'INTERVENTION | 41 |
| 3.1. Diversité des problèmes | 41 |
| 3.1.1. Incompatibilité [lac/utilisateurs] | 41 |
| 3.1.2. Conflits d'usages | 43 |
| 3.2. Définition du problème | 44 |
| 3.3. Etude du lac et de son bassin versant | 46 |

| | |
|--|-----------|
| 3.4. Détermination de la solution | 48 |
| 3.4.1. Etapes du raisonnement | 48 |
| 3.4.2. Critères de sélection des interventions | 48 |
| | |
| 4. MODELISATION ET REPOSE TROPHIQUE | 51 |
| | |
| 4.1. En termes quantitatifs d'indicateurs d'état trophique | 51 |
| 4.1.1. Concepts fondamentaux | 51 |
| 4.1.2. Equations fondamentales | 52 |
| 4.1.3. Equations annexes | 53 |
| 4.1.4. Evaluation de $[P_A]$ | 54 |
| 4.1.5. Mode d'emploi | 55 |
| | |
| 4.2. En termes qualitatifs de catégorie trophique | 55 |
| 4.2.1. Valeurs limites déterminées | 55 |
| 4.2.2. Distribution de probabilités | 56 |
| | |
| 4.3. Graphiques de synthèse | 56 |
| 4.3.1. Reliant la distribution probable des différentes catégories trophiques à $[P_A]/(1 + \sqrt{\tau})$ | 56 |
| 4.3.2. Reliant $[P_A]$ et τ aux différentes catégories trophiques et aux principaux indicateurs d'état trophique $[P_L]$ et $[chl]$. | 56 |
| | |
| 4.4. Précautions et conditions d'utilisation | 56 |
| 4.4.1. Des modèles en général | 56 |
| 4.4.2. De l'équation (1) : $[P_L] = [P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ | 57 |
| 4.4.3. Des diverses régressions | 57 |
| 4.4.4. Considérations complémentaires | 58 |
| 4.4.5. Utilité finale du modèle de VW/OCDE | 59 |
| | |
| 4.5. Application du modèle | 59 |
| 4.5.1. Amélioration chimique (P total dans le lac) | 60 |
| 4.5.2. Amélioration biologique (phytoplancton dans le lac) | 60 |
| | |
| 4.6. Modélisation et utilisations du plan d'eau | 61 |
| | |
| 5. INTERVENTIONS SUR LE BASSIN VERSANT | 64 |
| | |
| 5.1. Sources ponctuelles, sources non ponctuelles, sources diffuses | 64 |
| | |
| 5.2. Intervention à la source | 65 |
| 5.2.1. Eviter d'utiliser l'eau | 65 |
| 5.2.2. Eviter de polluer l'eau | 65 |
| | |
| 5.3. Intervention sur les effluents | 66 |
| 5.3.1. Collecte et transfert des effluents | 66 |
| 5.3.2. Traitement des effluents | 67 |
| 5.3.3. Dérivation des effluents | 70 |
| | |
| 5.4. Intervention sur les affluents | 72 |
| 5.4.1. Fossés et bassins d'infiltration | 73 |
| 5.4.2. Filtres à alumine activée | 74 |
| 5.4.3. Pré-réservoirs bioréacteurs | 75 |
| 5.4.4. "PEL basin system" | 75 |
| 5.4.5. Station de déphosphatation | 77 |
| 5.4.6. Précipitation / sédimentation dans le plan d'eau | 78 |
| 5.4.7. Marais, marécages et zones humides | 79 |

| | |
|---|-----------|
| 2EME PARTIE | 81 |
| INTERVENTIONS SUR LE PLAN D'EAU | 81 |
| PROBLEME D'ALGUES | 81 |
| 6. DRAGAGE | 82 |
| 6.1. But et principe d'action | 82 |
| 6.2. Matériel | 82 |
| 6.2.1. Dragues mécaniques | 82 |
| 6.2.2. Dragues hydrauliques | 82 |
| 6.2.3. Dragues pneumatiques | 86 |
| 6.3. Méthodes | 87 |
| 6.3.1. Volume à extraire | 87 |
| 6.3.2. Techniques d'extraction | 87 |
| 6.3.3. Zone de dépôt | 88 |
| 6.4. Efficacité | 89 |
| 6.5. Effets secondaires indésirables | 89 |
| 6.6. Coût | 89 |
| 6.7. Exemples d'application | 90 |
| 7. PRECIPITATION / INACTIVATION | 92 |
| 7.1. But et principe d'action | 92 |
| 7.2. Matériel | 92 |
| 7.2.1. Membranes synthétiques | 92 |
| 7.2.2. Gravier, sable et argile | 92 |
| 7.2.3. Cendres volantes | 92 |
| 7.2.4. Sels de calcium | 93 |
| 7.2.5. Sels de fer | 93 |
| 7.2.6. Sels de zirconium | 94 |
| 7.2.7. Sels de lanthane | 94 |
| 7.2.8. Sels d'aluminium | 94 |
| 7.3. Méthodes | 95 |
| 7.3.1. Posologie | 95 |
| 7.3.2. Profondeur d'épandage | 96 |
| 7.3.3. Zone d'épandage | 96 |
| 7.3.4. Période d'épandage | 96 |
| 7.3.5. Système d'épandage | 96 |
| 7.3.6. Combinaison de méthodes | 97 |
| 7.4. Efficacité | 98 |
| 7.5. Effets secondaires indésirables | 98 |
| 7.6. Coût | 99 |

| | |
|---|------------|
| 7.7. Exemples d'application | 100 |
| 8. DILUTION / CHASSE | 102 |
| 8.1. But et principe d'action | 102 |
| 8.2. Matériel | 102 |
| 8.3. Méthode | 102 |
| 8.4. Efficacité | 103 |
| 8.5. Effets secondaires indésirables | 104 |
| 8.6. Coût | 104 |
| 8.7. Exemples d'application | 104 |
| 9. DESTRAFICATION | 106 |
| 9.1. But et principe d'action | 106 |
| 9.2. Matériel | 106 |
| 9.2.1. Systèmes à injection d'air | 106 |
| 9.2.2. Systèmes à mélange mécanique | 107 |
| 9.3. Méthode | 108 |
| 9.3.1. Le dimensionnement | 108 |
| 9.3.2. L'emplacement | 108 |
| 9.3.3. La période de fonctionnement | 108 |
| 9.4. Efficacité | 109 |
| 9.5. Effets secondaires indésirables | 110 |
| 9.6. Coûts | 112 |
| 9.7. Exemples d'application | 112 |
| 10. AERATION HYPOLIMNIQUE | 114 |
| 10.1 But et Principe d'action | 114 |
| 10.2 Matériel | 114 |
| 10.2.1. Systèmes utilisant un pompage mécanique | 114 |
| 10.2.2. Systèmes utilisant l'effet d'air lift | 116 |
| 10.3. Méthode | 118 |
| 10.3.1. Le dimensionnement | 119 |
| 10.3.2. L'emplacement | 119 |
| 10.3.3. La période de fonctionnement | 120 |
| 10.4. Efficacité | 120 |
| 10.5 Effets secondaires indésirables | 121 |
| 10.6 Coûts | 121 |

| | |
|--|------------|
| 10.7 Exemples d'applications | 122 |
| 11. SOUTIRAGE HYPOLIMNIQUE | 123 |
| 11.1. But et principe d'action | 123 |
| 11.2. Matériel | 123 |
| 11.3. Méthode | 124 |
| 11.4. Efficacité | 124 |
| 11.4. Effets secondaires indésirables | 125 |
| 11.5. Coût | 125 |
| 11.6. Exemples d'application | 126 |
| 12. TRAITEMENT DES SEDIMENTS | 128 |
| 12.1. But et principe d'action | 128 |
| 12.2. Matériel | 128 |
| 12.2.1. Dispositif d'injection | 128 |
| 12.2.2. Réactifs | 129 |
| 12.3. Méthode | 130 |
| 12.3.1. Epaisseur du sédiment à traiter | 130 |
| 12.3.2. Superficie du sédiment à traiter | 130 |
| 12.4. Efficacité | 130 |
| 12.5. Effets secondaires indésirables | 131 |
| 12.6. Coûts | 132 |
| 12.7. Exemples d'application | 132 |
| 13. BIOMANIPULATIONS | 134 |
| 13.1. But et principe d'action | 134 |
| 13.2/3. Matériel et méthodes | 135 |
| 13.2/3.1. Elimination | 135 |
| 13.2/3.2. Introduction | 136 |
| 13.4. Efficacité | 137 |
| 13.5. Effets secondaires indésirables | 140 |
| 13.6. Coûts | 140 |
| 13.7. Exemples d'application | 140 |
| 14. ALGICIDES | 144 |

| | |
|--|------------|
| 14.1. But et principe d'action | 144 |
| 14.2. Matériel | 144 |
| 14.2.1. Algicides organiques | 144 |
| 14.2.2. Algicides minéraux | 144 |
| 14.3 Méthodes | 145 |
| 14.3.1. Posologie | 145 |
| 14.3.2. Modalités d'application | 145 |
| 14.3.3. Système d'épandage | 145 |
| 14.4. Efficacité | 146 |
| 14.5. Effets secondaires indésirables | 146 |
| 14.6. Coût | 148 |
| 14.7. Exemples d'application | 148 |
| 3EME PARTIE | 150 |
| INTERVENTIONS SUR LE PLAN D'EAU | 150 |
| PROBLEME DE MACROPHYTES | 150 |
| 15. DRAGAGE | 151 |
| 15.1. But et principe d'action | 151 |
| 15.2. Matériel | 151 |
| 15.3. Méthode | 152 |
| 15.3.1. Profondeur de dragage | 152 |
| 15.3.2. Superficie à draguer | 152 |
| 15.3.3. Période de dragage | 153 |
| 15.4. Efficacité | 153 |
| 15.5. Effets secondaires indésirables | 153 |
| 15.6. Coûts | 153 |
| 15.7. Exemples d'application | 154 |
| 16. SCARIFIAGE | 155 |
| 16.1. But et principe d'action | 155 |
| 16.2. Matériel | 155 |
| 16.3. Méthode | 157 |
| 16.3.1. Superficie à traiter | 157 |
| 16.3.2. Profondeur du traitement | 157 |
| 16.3.3. Période de traitement | 157 |
| 16.3.4. Modalités d'application | 157 |

| | |
|---|------------|
| 16.4. Efficacité | 158 |
| 16.5. Effets secondaires indésirables | 158 |
| 16.6. Coût | 159 |
| 16.7. Exemples d'application | 159 |
| 17. FAUCARDAGE | 161 |
| 17.1. But et principe d'action | 161 |
| 17.2/3. Matériel et méthodes | 161 |
| 17.2/3.1. Faucardage lourd à ramassage immédiat (single-stage harvesting) (fig. 69) | 161 |
| 17.2/3.2. Faucardage lourd à ramassage différé (multiple-stage harvesting) | 163 |
| 17.2/3.3. Faucardage léger | 163 |
| 17.2/3.4. Utilisation de la biomasse | 164 |
| 17.4. Efficacité | 166 |
| 17.4.1. En termes de contrôle du phosphore | 166 |
| 17.4.2. En termes de contrôle des végétaux | 166 |
| 17.4.3. En termes d'amélioration du milieu | 167 |
| 17.5. Effets secondaires indésirables | 167 |
| 17.6. Coût | 168 |
| 17.7. Exemples d'application | 169 |
| 18. VARIATIONS DU NIVEAU DE L'EAU | 171 |
| 18.1. But et principe d'action | 171 |
| 18.2/3. Matériel et méthode | 171 |
| 18.4. Efficacité | 172 |
| 18.4.1. En termes de contrôle des plantes aquatiques | 172 |
| 18.4.2. En termes de contrôle des populations piscicoles | 173 |
| 18.4.3. En terme d'améliorations diverses | 173 |
| 18.5. Effets secondaires indésirables | 173 |
| 18.6. Coût | 174 |
| 18.7. Exemples d'application | 174 |
| 19. INHIBITEURS PHYSIQUES DE CROISSANCE | 176 |
| 19.1. But et principe d'action | 176 |
| 19.2/3. Matériel et méthode | 176 |
| 19.2/3.1. Recouvrement des sédiments | 176 |
| 19.2/3.2. Coloration et opacification de l'eau | 178 |
| 19.2/3.3. Ecrans de surface | 179 |
| 19.2/3.4. Végétation sur berge | 179 |
| 19.4. Efficacité | 179 |

| | |
|---|------------|
| 19.5. Effets secondaires indésirables | 180 |
| 19.6. Coût | 181 |
| 19.7. Exemples d'application | 181 |
| 20. CONTROLES BIOLOGIQUES | 182 |
| 20.1. But et principe d'action | 182 |
| 20.2/3. Matériel et méthode | 182 |
| 2.2/3.1. Microorganismes pathogènes | 182 |
| 20.2/3.2. Poissons | 182 |
| 20.2/3.3. Oiseaux et mammifères phytophages | 184 |
| 20.2/3.4. Autres animaux phytophages | 184 |
| 20.2/3.5. Compétition végétale | 185 |
| 20.4. Efficacité | 185 |
| 20.5. Effets secondaires indésirables | 186 |
| 20.6 Coût | 187 |
| 20.7. Exemple d'application | 187 |
| 21. HERBICIDES | 188 |
| 21.1. But et principe d'action | 188 |
| 21.2. Matériel | 188 |
| 21.2.1. Herbicides d'origine minérale | 188 |
| 21.2.2. Herbicides organiques de synthèse | 188 |
| 21.3. Méthode | 190 |
| 21.3.1. Opérations préliminaires | 190 |
| 21.3.1. Modalités d'application | 190 |
| 21.4. Efficacité | 192 |
| 21.5. Effets secondaires indésirables | 192 |
| 21.5.1. Effets directs | 192 |
| 21.5.2. Effets indirects | 193 |
| 21.5.3. Perception du public | 193 |
| 21.6. Coût | 194 |
| 21.7. Exemples d'application | 194 |
| 22. FAIRE LE BON CHOIX | 195 |
| 22.1. Evaluation comparative des techniques | 195 |
| 22.2. Clés décisionnelles | 196 |
| 23. ET S'IL FALLAIT CONCLURE | 200 |

| | |
|------------------------------------|------------|
| REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES | 202 |
| ABREVIATIONS | 204 |
| GLOSSAIRE | 205 |
| OUVRAGES A CONSULTER | 211 |
| ANNEXE | 212 |

1. PRESENTATION DU MANUEL

1.1. Qu'est-ce qu'un lac ?

Pour beaucoup de gens un lac est une vaste étendue d'eau remplissant une dépression naturelle située, de préférence, en montagne et, si possible, dans les Alpes. Réduire ainsi le champ de vision aux seuls grands lacs alpins, c'est ignorer la multitude de plans d'eau divers que compte la France et évacuer du même coup les problèmes que pose leur gestion. C'est pourquoi le terme de lac sera utilisé, indifféremment de celui de plan d'eau, dans son sens le plus large pour désigner toute étendue d'eau douce stagnante dans une cuvette naturelle ou artificielle, qu'il s'agisse de lacs de montagne, de lacs de barrage, de lacs de plaine, de réservoirs, d'étangs, grands et petits, de mares forestières, de gravières et même de bassins d'agrément.

En fait, sont exclues du sujet les eaux courantes et les eaux salées sans ignorer que tous les intermédiaires existent dans l'intensité de stagnation et dans le degré de salinité. Par ailleurs, ne sont concernés que les lacs situés à des latitudes et des altitudes offrant un climat relativement tempéré.

1.2. De l'utilité des plans d'eau

L'eau en général et les plans d'eau en particulier constituent un pôle de plus en plus attractif pour les activités de loisir qui sont censées caractériser notre civilisation : natation, navigation de plaisance, planche à voile, pêche amateur... Lieux de loisirs, les plans d'eau sont également des sources de revenus, de façon très directement perceptible quand il s'agit de loisirs payants ou de pêche professionnelle, beaucoup plus ténue en ce qui concerne le tourisme ou la navigation de commerce. Les plans d'eau ne font pas que produire du loisir et de l'argent, ils remplissent également un certain nombre de fonctions allant du plus ou moins essentiel (régulation des débits, production d'énergie électrique, irrigation, épuration) ou particulièrement vital (alimentation en eau potable). C'est enfin pour leur participation au cadre de vie que les plans d'eau sont appréciés, il est vrai sur la base de valeurs peu matérielles mais bien réelles : beauté, calme...

1.2.1. Un plan d'eau "au naturel".

C'est sans doute ce besoin d'esthétique qui conduit à imaginer qu'à l'origine, avant que l'homme n'intervienne, un plan d'eau est idéalement pur, parfaitement bleu, totalement limpide et bordé de plages de sable blanc. Et c'est bien cette vision paradisiaque d'un état virginal qui anime plus ou moins inconsciemment ceux qui entreprennent de restaurer un plan d'eau, aidés en cela par certains experts qui entretiennent ce mythe d'un état originellement pur. En fait, l'aspect d'un lac et la qualité de ses eaux dépendent étroitement du climat et de la géologie : ils seront fort différents selon qu'il se trouve en plaine, entouré de sols fertiles sous un soleil méditerranéen ou perché en montagne alimenté par la fonte des neiges. De plus, un plan d'eau est un objet qui évolue à l'échelle des temps géologiques, son processus naturel de disparition étant le comblement. L'image que l'on en a à l'échelle des temps humains n'est donc qu'un

instantané : elle n'est pas la même selon qu'elle se situe quand le plan d'eau est encore jeune, c'est-à-dire relativement profond ou quand, presque comblé, il ressemble à un marais.

1.2.2. Ce que l'on veut faire d'un plan d'eau.

Moins que de restaurer un plan d'eau dans un état passé mythiquement pur il s'agit de le réhabiliter dans des fonctions présentes et futures. Encore faut-il savoir à quoi on le destine. En effet, un plan d'eau pose un problème à partir du moment où il y a restriction d'usage subie par une catégorie d'usagers. Avant d'entreprendre une quelconque intervention, ou programme de gestion, il faut donc très clairement définir le ou les usages auxquels il est destiné, identifier les limites qui s'imposent à ces usages et comprendre les causes de ces limites.

1.2.3. Ce que l'on ne peut pas faire d'un plan d'eau.

Un plan d'eau ne peut pas tout offrir à tout le monde tout le temps et partout. Il se peut que des utilisations soient totalement incompatibles, non pas en raison de leur coïncidence dans le temps et dans l'espace, problème que l'on résout facilement par voie réglementaire, mais à cause des caractéristiques même du plan d'eau, toutes les utilisations ne se satisfaisant pas de caractéristiques identiques. Une abondance d'herbiers qui fera fuir le baigneur sera bien vue par le pêcheur à condition qu'il puisse encore faire circuler sa barque et n'y pas trop accrocher son hameçon. A l'inverse une eau limpide facilitera le travail du traiteur d'eau, réjouira le nageur et satisfera le pêcheur sportif, mais rebutera celui pour qui un panier bien plein vaut mieux qu'un poisson bien pris. En fonction de ses caractéristiques physiques, de celles de son bassin versant et de la qualité de l'eau qui l'alimente, un plan d'eau est prédisposé à satisfaire un nombre plus ou moins réduit d'utilisations. Il ne fait pas de doute que le meilleur moyen d'éviter les conflits d'usages est de le consacrer à un seul, mais ce n'est pas facile. Bien qu'il soit théoriquement possible de modifier un plan d'eau et son bassin versant de façon aussi profonde que nécessaire pour satisfaire les besoins de l'utilisateur, des limites techniques et financières finissent par s'imposer qui remettent en cause le bien fondé de l'opération. Un plan d'eau géré au plus proche du naturel pour engager les moindres dépenses ne pourra satisfaire que des besoins eux aussi proches du naturel : un plan d'eau n'est pas une piscine gratuite, ni une station d'épuration gratuite et encore moins les deux simultanément.

Pour gérer activement un plan d'eau il faut avoir présent à l'esprit que, non seulement il n'y a pas de solution miracle universelle étant donné qu'il n'y a pas de problème unique, mais que même pour un problème donné il n'y a pas de solution unique : telle gestion qui s'est révélée satisfaisante dans tel plan d'eau pour tel usage peut très bien se montrer désastreuse dans un autre plan d'eau même pour un usage identique. C'est que le problème se pose, et la solution doit se trouver, non seulement par rapport aux besoins de l'utilisateur mais aussi dans le cadre des caractéristiques limnologiques du plan d'eau et dans le champ d'action imposé au gestionnaire.

1.3. De l'utilité du manuel

Savoir ce que l'on veut, savoir ce que l'on peut et faire en sorte que les deux soient compatibles dans un cadre donné de contraintes techniques, financières et environnementales, telle est la tâche du gestionnaire de plan d'eau. C'est pour l'aider dans cette tâche que le présent manuel a été rédigé. Le public visé en priorité est donc constitué de tous ceux qui, ayant à résoudre ce type de problème, n'ont qu'une idée très vague de ce que peut leur apporter un plan d'eau et encore plus vague de la façon dont ils peuvent l'obtenir et qui, faute de ce type de connaissance n'ont pas d'autre alternative que de faire aveuglément confiance à tel vendeur de produit, tel prestataire de service, tel expert "venu d'ailleurs" ou telle pression de l'autorité de tutelle, administrative ou non...

Outre son but d'offrir au gestionnaire les moyens d'identifier, de décrire, de définir et de résoudre son problème, l'ouvrage contient les éléments de limnologie nécessaires et suffisants pour comprendre les méthodes et juger du bien fondé des solutions. S'il aide le gestionnaire à mieux connaître et comprendre le fonctionnement d'un plan d'eau, l'ouvrage ne constitue pas un traité de limnologie. S'il évoque le rôle joué par les poissons dans la gestion environnementale du plan d'eau, ce n'est pas un traité de gestion piscicole. Ce n'est pas non plus un catalogue d'adresses car si, à l'occasion, des firmes commerciales sont citées, c'est uniquement à titre de référence et non pas à des fins publicitaires. Enfin, s'il est beaucoup fait mention de l'expérience étrangère, ce n'est pas par coquetterie, c'est qu'à ne pas s'être intéressée à temps et de façon efficace à la santé de ses plans d'eau, la France a accumulé un retard certain en matière de limnologie opérationnelle.

Dans une première partie, l'ouvrage traite de ce qu'il convient de savoir et de faire avant d'intervenir sur le plan d'eau lui-même. Dans les 2 parties suivantes, il traite de la façon dont il convient d'intervenir directement sur le plan d'eau pour résoudre soit des problèmes d'algues (2^{ème} partie) soit des problèmes de macrophytes (3^{ème} partie).

Est exclu de l'ouvrage tout ce qui concerne les pollutions à caractère directement toxique ou nuisant, qu'elles soient dues aux micro-organismes pathogènes, à la matière organique, aux métaux lourds, aux toxiques organiques de synthèse, aux pluies acides, aux effluents thermiques ou aux effluents radioactifs.

1ERE PARTIE

AVANT D'INTERVENIR SUR LE PLAN D'EAU

2. ELEMENTS DE LIMNOLOGIE

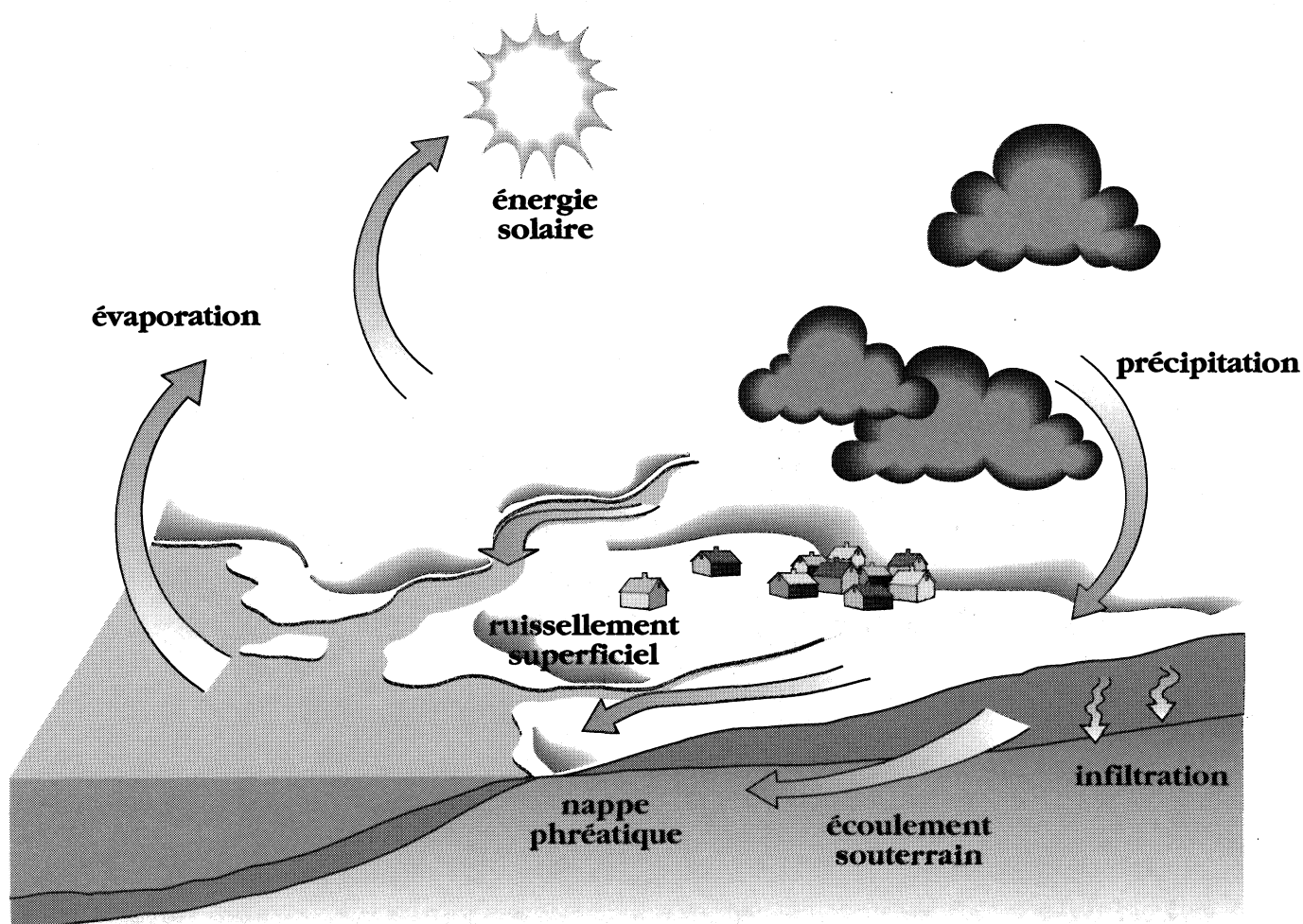
3. STRATEGIE D'INTERVENTION

4. MODELISATION ET REPOSE TROPHIQUE

5. INTERVENTIONS SUR LE BASSIN VERSANT

2.1.1. L'eau

L'eau qui repose dans un lac ne représente qu'une infime partie du cycle hydrologique qui se manifeste à l'échelle planétaire et qui fonctionne grâce à l'énergie solaire (Fig. 2.).



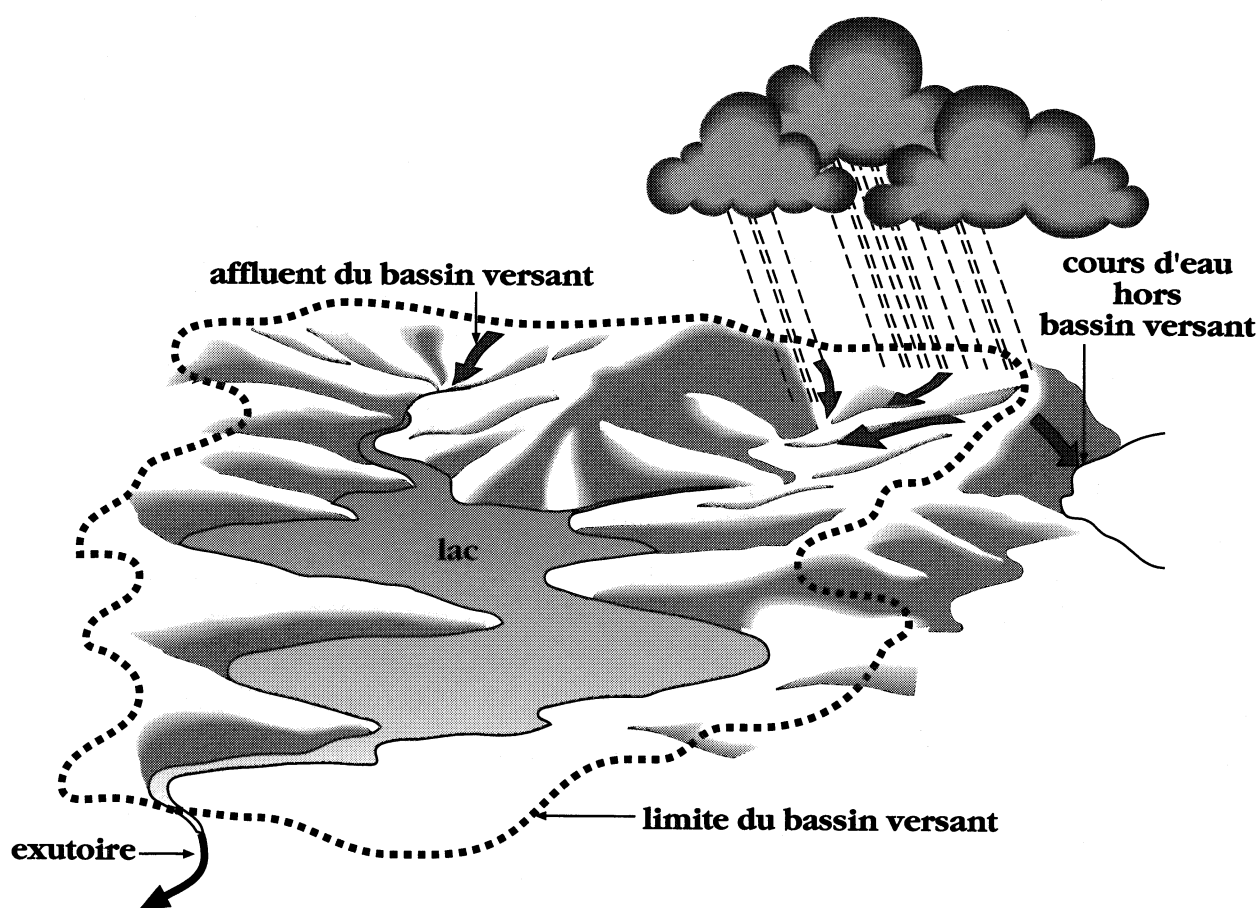
2. Le cycle hydrologique.

Un lac est alimenté par les précipitations qui tombent directement sur sa surface mais aussi, et surtout, par celles qui sont collectées par son bassin versant et qui y cheminent par voie superficielle ou souterraine. L'importance relative de ces trois modes d'alimentation (direct, superficiel et souterrain) détermine le régime hydraulique du lac et la nature des apports. Elle-même est déterminée par le rapport [superficie du B.V. / superficie du lac] et par différents facteurs dont le mode d'occupation des sols : en secteur urbanisé fortement imperméabilisé le ruissellement de surface l'emporte sur l'écoulement souterrain, à l'inverse

2. ELEMENTS DE LIMNOLOGIE

2.1. Le lac, reflet de son bassin versant

Sans doute un lac apparaît-il aux yeux du promeneur comme un simple trou rempli d'eau. En fait, si l'on prend le recul nécessaire à l'observation des phénomènes géologiques, un lac n'est le plus souvent qu'une fine pellicule d'eau logée au fond d'une dépression qui s'étend bien au-delà des berges, jusqu'à une ligne de crête qui délimite son bassin versant (B.V.) (Fig. 1.)

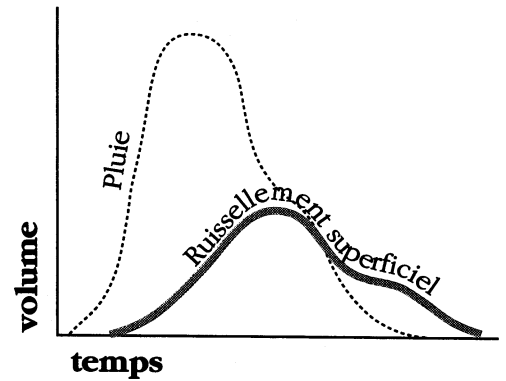
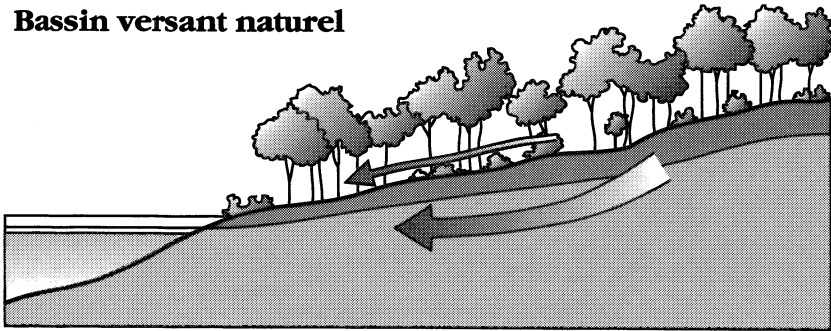


1. Le lac et son bassin versant.

Point bas du réseau hydrographique qui draine ce bassin versant, le lac est l'ultime collecteur des eaux qui y circulent et des matériaux qu'elles transportent. C'est par l'intermédiaire de son réseau hydrographique que le bassin versant influence le lac, influence d'autant plus grande que le rapport [superficie du B.V. / superficie du lac] est plus élevé.

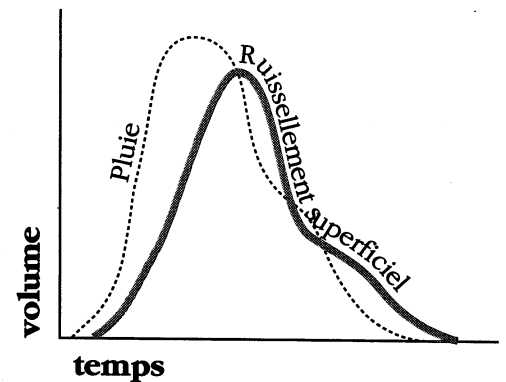
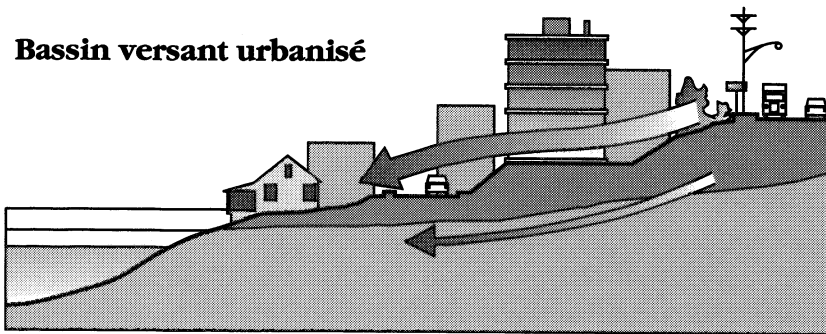
des zones naturelles où les possibilités d'infiltration font que le ruissellement de surface est moins important et plus étalé dans le temps (Fig. 3.).

Bassin versant naturel



3. Influence de l'occupation des sols sur l'importance relative du ruissellement de surface et de l'écoulement souterrain engendrés par des pluies identiques (d'après Johnson, 1980).

Bassin versant urbanisé

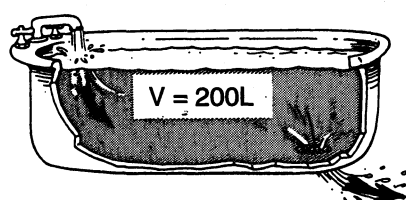


Une fois dans le lac, l'eau y séjourne d'autant plus longtemps que le débit des apports est faible et que le volume du lac est grand. On définit le caractère plus ou moins stagnant par le temps de séjour hydraulique $\tau = V/Q$ (V = volume du lac ; Q = débit à l'exutoire) en supposant que les précipitations directes compensent exactement l'évaporation directe et que le débit des apports est égal au débit à l'exutoire, plus facile à mesurer (Fig. 4.).

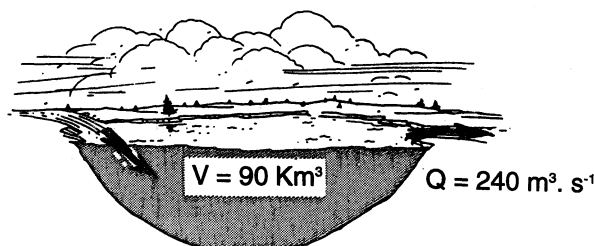
A la fois moyenne et théorique cette caractéristique τ a un intérêt pratique en ce qui concerne :

- la prolifération algale : plus (τ) est long, plus les algues ont le temps d'assimiler les sels nutritifs, de se multiplier et de s'accumuler dans le lac ;
- la sédimentation : plus (τ) est long plus les particules fines ont le temps de sédimenter;
- le délai de réponse : plus (τ) est long moins le lac réagit rapidement aux modifications amenées à la qualité de ses apports.

$$Q = 40 \text{ L.mn}$$



$$\tau = 200/40 = 5 \text{ mn}$$



$$\tau = 90 \cdot 10^9 / 240 = 375 \cdot 10^6 \text{ s} \approx 11,8 \text{ ans}$$

4. Comparaison du temps de séjour hydraulique d'une baignoire et d'un lac (d'après Olem et Flock, 1990).

2.1.2. Les matériaux

La plupart des problèmes posés par la gestion des lacs ont pour origine les matériaux véhiculés par les affluents et, à un moindre degré, les eaux souterraines. Les apports atmosphériques, quant à eux, sont généralement négligeables, et négligés du fait qu'il est difficile de les maîtriser. On distingue d'une part les substances en solution qui vont se diluer dans l'ensemble de la masse d'eau, certaines ayant des propriétés fertilisantes, d'autres des propriétés toxiques et d'autre part les particules (matériaux) en suspension qui vont sédimenter sur le fond.

- **Les fertilisants** : le phosphore et l'azote sont les deux principaux nutriments des végétaux aquatiques, qu'il s'agisse du phytoplancton ou des macrophytes ; de ce fait, ils contrôlent la productivité biologique d'un lac. Le drainage d'un bassin versant fertile, riche en P et N, engendre un lac à forte productivité et inversement.

- **Les toxiques** : les métaux lourds (mercure, cadmium, plomb, nickel...) et les composés organiques de synthèse (pesticides organochlorés, polychlorobiphényles, solvants, phénols...) sont les principaux toxiques auxquels s'ajoutent des gaz (chlore, ammoniac) des anions (cyanures, sulfures, fluorures...) ainsi que les acides et les bases ; tous diffèrent par leur spécificité, l'étendue de leur spectre, le type d'action en fonction de la concentration, etc...

- **Les particules** : particules minérales et fragments de matière organique de toutes tailles et de toutes compositions sont détachés des sols par la pluie et la fonte des neiges, arrachés aux berges des cours d'eau et finissent par sédimenter dans les lacs ; d'autres précipitent directement de l'atmosphère sur la surface du lac (pollen, particules d'érosion éolienne...) ; le premier effet de cet apport de particules est de combler la cuvette lacustre, comblement qui constitue le processus naturel de vieillissement des lacs ; en accroissant la turbidité de l'eau, la présence de particules en suspension diminue la lumière disponible pour la croissance végétale ; elles gênent également les poissons qui chassent à vue et, à fortes concentrations, elles peuvent même provoquer des irritations ; par ailleurs, des dépôts excessifs de sédiments détruisent les frayères qui nécessitent des surfaces propres ; enfin, les particules pouvant être chargées de phosphore et de toxiques, surtout les fines, leur sédimentation correspond à un piégeage de ces substances, piégeage qui peut être suivi d'un relargage dans la masse d'eau quand les conditions de milieu en favorisent la solubilisation.

Altération des roches, érosion des sols et décomposition de la matière organique sont les principales sources naturelles de ces divers apports placées sous le contrôle de la géologie et du climat. L'homme a intensifié et diversifié ces apports à la mesure des progrès de sa technique et de sa démographie. Chaque activité humaine participe plus ou moins à chaque type d'apport ; le travail des sols agricoles et forestiers contribue à les éroder et à relâcher des sédiments ; les effluents d'élevage comme les effluents domestiques sont riches en nutriments, tout particulièrement en phosphore, à plus forte raison quand ils véhiculent des phosphates lessiviels ; quant aux activités industrielles, inutile d'insister sur les diverses pollutions qu'elles sont capables d'engendrer.

2.2. L'eau stagnante, un milieu très spécial

A la différence des écosystèmes terrestres où le sol constitue un support stable, les écosystèmes aquatiques se développent dans un milieu fluide, l'eau. Cependant, une fois contenue dans une cuvette lacustre, grâce à certaines de ses propriétés, l'eau peut acquérir une structure thermique sous l'effet de l'énergie calorifique véhiculée par les radiations solaires. Cette structure thermique qui conditionne en grande partie la vie aquatique n'a bien évidemment pas la stabilité d'un sol : l'eau se meut et ces mouvements conditionnent également la vie aquatique.

2.2.1. Les propriétés de l'eau

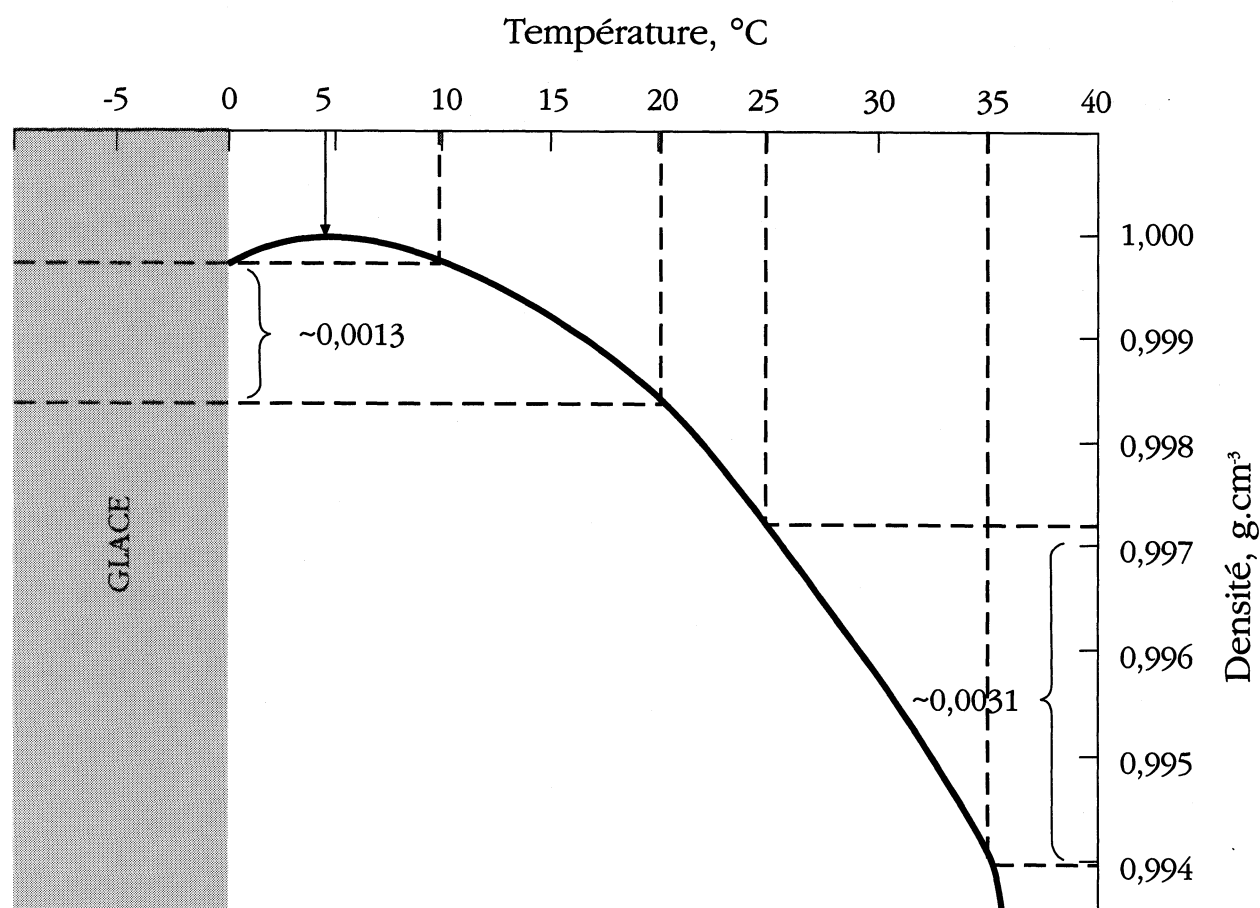
Du fait de sa structure moléculaire et de la façon dont ses molécules s'associent les unes aux autres, l'eau possède un certain nombre de propriétés qui en font une substance unique.

- En conditions normales de température et de pression, l'eau est à l'état liquide, alors que de très nombreux composés minéraux chimiquement semblables sont à l'état gazeux (H_2S , CH_4 , NH_3 ...). Quoique banale cette propriété conditionne l'existence même des lacs.

- L'eau est un excellent solvant de divers gaz, substances minérales et matières organiques d'où la possibilité d'entretenir une vie végétale en pleine eau.

- La densité de l'eau croît à mesure que la température diminue, comme la quasi totalité des liquides, sauf qu'à partir de $3,94^\circ C$ la densité diminue légèrement jusqu'à $0^\circ C$ où elle chute brutalement à l'occasion de la prise en glace (Fig. 5.). Cette propriété unique fait que la glace se forme en surface ce qui a pour effet d'isoler une masse d'eau sous-jacente, légèrement plus chaude et stratifiée, l'eau froide ($0^\circ C$) se trouvant au-dessus de l'eau "chaude"

(3,94°C). Ainsi, la congélation de l'ensemble de la masse d'eau est, sinon évitée, du moins extrêmement ralentie et nombre d'organismes peuvent survivre même à des froids très rigoureux. A l'autre extrémité de l'échelle des températures il est remarquable que le changement de densité par degré est d'autant plus grand que la température est élevée. Il en résulte qu'à même différence de température entre deux couches d'eau superposées, il est plus facile de mélanger des eaux froides que des eaux chaudes.



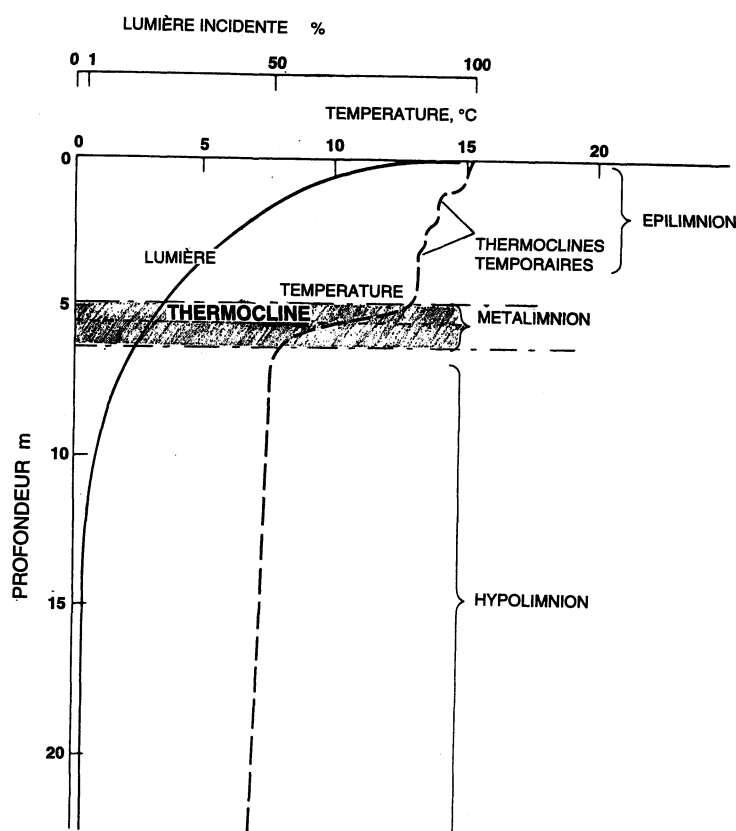
5. Variation de la densité de l'eau en fonction de la température. La flèche indique la densité maximale (1,000 g.cm⁻³) pour 3,94°C. Pour une même augmentation de température de 10°C, la diminution de la densité est presque le triple en partant de 25°C (0,0031 g.cm⁻³) qu'en partant de 10°C (0,0013 g.cm⁻³) (d'après Goldman et Horne, 1983).

- La chaleur spécifique et la chaleur latente de fusion de l'eau sont particulièrement élevées c'est-à-dire qu'il faut beaucoup d'énergie pour augmenter sa température et pour faire fondre la glace. Il en résulte qu'au printemps les lacs dégèlent et chauffent lentement, que sous le pire soleil estival ou tropical la température de l'eau reste biocompatible et qu'en automne son refroidissement et sa prise en glace sont lents offrant ainsi aux organismes un environnement thermique relativement amorti. Par ailleurs, le rôle de volant thermique joué par la masse d'eau lacustre influence le climat local d'autant plus que le lac est plus volumineux.

2.2.2. Le régime thermique d'un lac

La pénétration de la lumière solaire dans l'eau d'un lac au repos y provoque un réchauffement qui s'atténue à mesure que la profondeur augmente. Ce "chauffage par le haut" fait que des eaux plus chaudes, donc plus légères flottent sur des eaux plus froides et plus denses, et que cette stratification va en s'accroissant. C'est très exactement l'opposé de ce que provoque le "chauffage par le bas" d'une casserole d'eau sur une cuisinière, la remontée permanente des eaux du fond, plus chaudes donc plus légères, provoquant une homogénéisation de la masse d'eau.

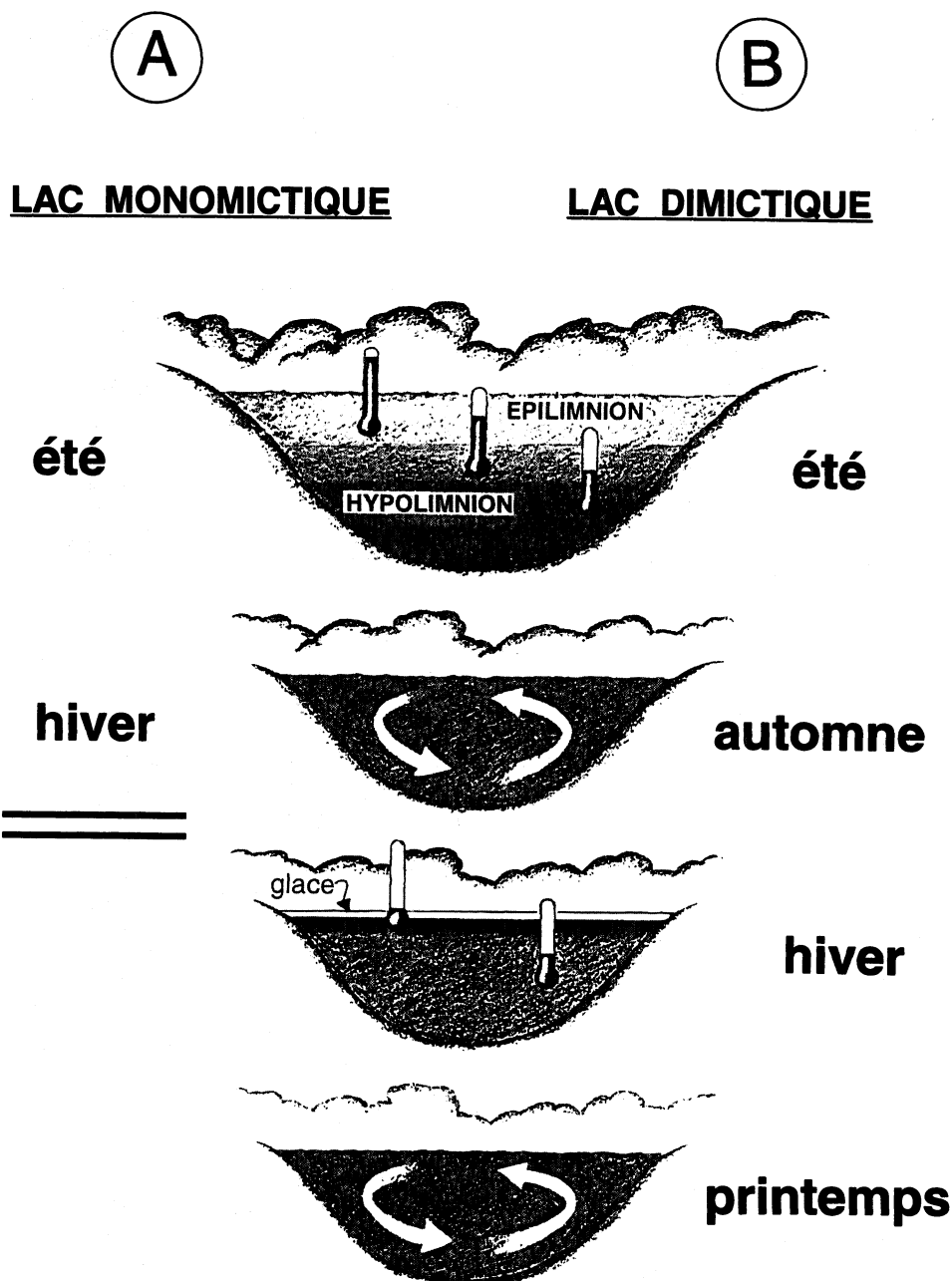
La lumière pénétrant dans l'eau de façon approximativement exponentielle, il en est de même pour la chaleur et on pourrait s'attendre à ce que le profil des températures suive une courbe également exponentielle. En fait, des mouvements descendants dus au refroidissement nocturne et surtout provoqués par le vent tendent à homogénéiser une certaine épaisseur d'eau de surface légère et chaude, l'épilimnion, et à la distinguer des eaux profondes, denses et froides de l'hypolimnion. Ces deux masses d'eau sont séparées par le métalimnion, couche où la température varie beaucoup en fonction de la profondeur, le maximum de variation étant atteint au niveau de la thermocline, surface fictive proche de l'horizontale (Fig. 6.).



6. Variation de la température et de la lumière en fonction de la profondeur (d'après Goldman et Horne, 1983).

Cette structure thermique dépend d'abord de la quantité de chaleur qui parvient au lac donc de la latitude, de l'altitude et de la saison. Elle dépend ensuite des possibilités de mélange des eaux de surface donc du vent (météorologie) et de l'abri procuré par l'environnement (reliefs, végétation arborescente, constructions...). Elle dépend enfin de l'importance relative de ce mélange des eaux de surface par rapport à l'ensemble de la masse d'eau donc du caractère plus ou moins stagnant du plan d'eau (temps de séjour) et de la forme de sa cuvette (profondeur moyenne). Plus la différence de température entre l'épilimnion et l'hypolimnion est grande plus le mélange de leurs eaux est difficile et moins l'épilimnion est épais. L'existence au niveau du métalimnion d'un fort gradient de densité et de viscosité dus à un fort gradient de température, constitue une barrière physique s'opposant aux échanges entre l'épilimnion et l'hypolimnion et vice versa. L'isolement de l'hypolimnion contribue à sa désoxygénation, ce qui est à l'origine de bon nombre de nuisances.

Cette structuration thermique, quand les conditions morphologiques le permettent, s'intensifie tout au long de la belle saison. Le maximum atteint par la température de l'épilimnion reste compatible avec la vie des organismes grâce à la très forte chaleur spécifique de l'eau et à la dissipation des calories provoquée par l'évaporation. L'arrivée de l'hiver a pour effet de refroidir, donc d'alourdir, les eaux de surface si bien qu'il faut peu d'énergie éolienne pour les entraîner en profondeur et épaissir la couche mélangée jusqu'à concerner toute la colonne d'eau. Cette destratification entraîne une homogénéisation de la température ainsi que des substances dissoutes, dont les gaz, jusqu'à ce que s'installe une nouvelle stratification estivale. Ce type d'évolution saisonnière, une stratification estivale suivie d'un mélange hivernal, caractérise les lacs monomictiques (Fig. 7-a). Si les températures hivernales sont très basses et les eaux de surface peu agitées, le lac prend en glace et une seconde phase de stratification thermique s'installe, mais inversée puisque des eaux à environ 0°C se trouvent au dessus d'eaux à environ 4°C, température de la densité maximale de l'eau. Ce type d'évolution à deux épisodes de stratification séparés par deux épisodes de mélange est caractéristique des lacs dimictiques (Fig. 7-b). D'autres lacs, couverts de glace en permanence ne se mélangent jamais (amictique) d'autres ne se mélangent qu'une fois toutes les x années (oligomictiques) alors que certains, peu profonds, se stratifient et se mélangent plusieurs fois par année au gré des aléas météorologiques (polymictiques). Outre la fréquence, c'est l'intensité du mélange qui sert également à caractériser les lacs selon qu'il est total (holomictiques) ou qu'il n'intéresse que la partie supérieure, une thermocline permanente existant en profondeur (méromictiques). Cette méromicticité est bien souvent imputable à des différences de salinité plus que de température.



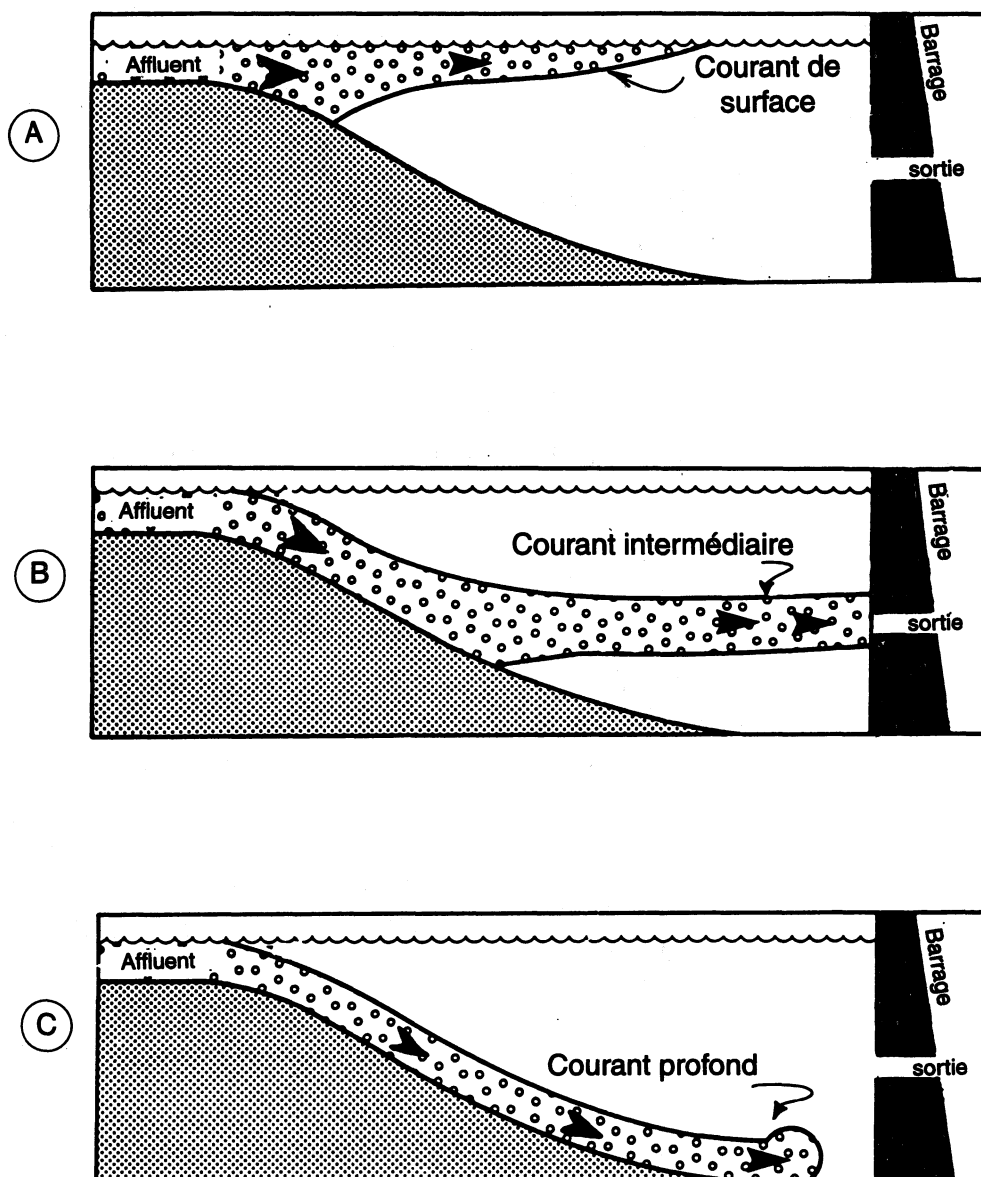
7. Régime thermique d'un lac monomictique (a) et d'un lac dimictique (b).

2.2.3. Autres mouvements de l'eau

Le vent, principale cause des mouvements de l'eau n'est pas la seule, pas plus que le mélange vertical n'est le seul mouvement.

- Les entrées et les sorties d'eau influencent l'hydrodynamique d'un plan d'eau surtout dans le cas des réservoirs construits au fil de l'eau. En effet, ceux-ci sont alimentés à une extrémité par un apport relativement peu divisé et superficiel et s'écoulent à l'autre extrémité par une sortie plus profonde. Cette disposition favorise l'apparition d'un courant de densité en période de stratification quand les eaux d'entrée froides et denses plongent pour aller s'établir, et circuler, à une profondeur où l'eau est d'égale densité, l'eau pouvant même traverser le ou

les réservoirs sans se mélanger (Fig. 8.). Ce dernier type de situation est de nature à empêcher la fertilisation du plan d'eau par les apports, ce qui est souhaitable du point de vue de la production d'eau potable mais pas forcément du point de vue de la production piscicole.



8. Cheminement d'un courant de densité dans un réservoir. L'eau d'un courant qui s'établit à une profondeur proche de celle de la sortie (b) se mélange moins au reste du réservoir que celle d'un courant plus superficiel (a) ou plus profond (c) (d'après Olem et Flock, 1990).

- Des variations brutales de pression atmosphérique font "pencher" la surface de façon d'autant plus perceptible que le lac est plus grand. Le retour à l'équilibre s'accompagne de mouvements oscillatoires. La variation du niveau de l'eau près du littoral entraînant un assèchement, le phénomène a reçu le nom de "seiches".

- Le refroidissement des eaux de surfaces, notamment pendant la nuit les font couler dans l'épilimnion. Ces mouvements convectifs sont d'ailleurs quasiment les seuls qui assurent le mélange dans l'épilimnion des petits lacs fortement stratifiés.

- Ces mouvements de "première génération" sont par la suite déviés par des forces secondaires : forces de frottement sur le fond et sur les bords, force de Coriolis qui, due à la rotation de la terre, dévie les courants vers la droite ou la gauche selon l'hémisphère concerné, nord ou sud.

Périodiques comme les vagues et les seiches ou apériodiques comme les courants, les mouvements se manifestent dans toute la masse d'eau mais sont d'autant moins intenses et divers que le lac est plus petit et qu'on s'éloigne de la surface. Du fait de ces mouvements et contrairement à ce qui se passe pour les écosystèmes terrestres où la lenteur des modifications physiques importantes laisse le temps aux organismes de s'adapter, les organismes des milieux aquatiques doivent faire face à des modifications permanentes de leur milieu et s'adapter à une gamme étendue de conditions tout en restant à la merci de variations brusques et intenses.

2.3. La vie aquatique

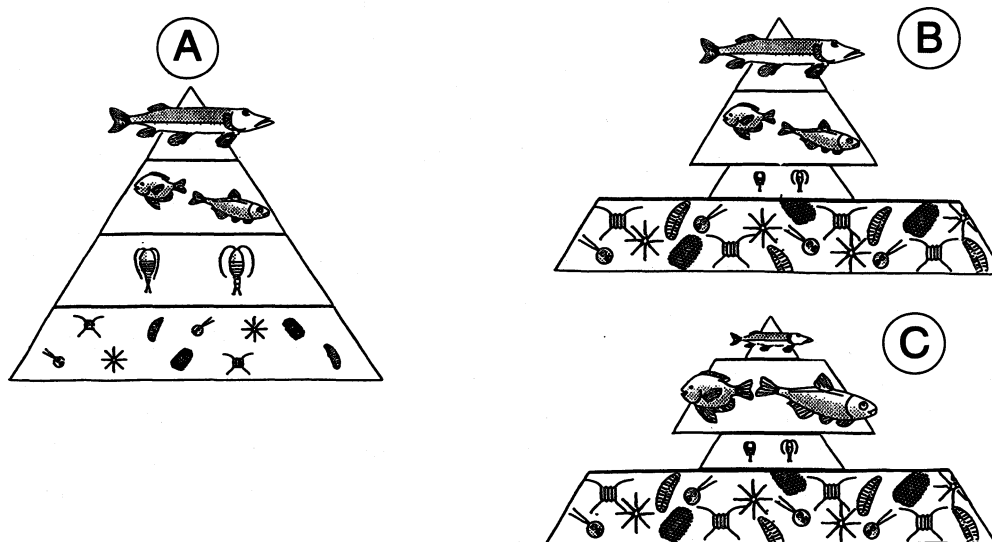
2.3.1. Organisation générale

A l'image de la vie terrestre la vie aquatique est faite pour sa part la plus visible d'interactions entre proies et prédateurs qui assurent un transfert de matière organique et d'énergie. Pour quelques plans d'eau l'essentiel de la matière organique primordiale provient du bassin versant mais pour la plupart cette source allochtone est accessoire, l'essentiel étant produit par les végétaux autochtones, producteurs primaires qui utilisent les nutriments minéraux présents dans l'eau et les sédiments : algues attachées, phytoplancton de pleine eau, herbiers.

Une partie de cette matière végétale est ensuite consommée par des herbivores, animaux brouteurs, qui vont du zooplancton de pleine eau au poisson phytophage en passant par les escargots d'eau. A leur tour ces herbivores sont consommés par des carnivores, poissons zooplanctophages (= planctonophages = planctivores) ou benthophages selon qu'ils se nourrissent du zooplancton ou des animalcules colonisant le fond, lesquels poissons sont à leur tour dévorés par les poissons ichtyophages (= piscivores = carnassiers), l'équivalent des grands carnassiers terrestres. Ensuite interviennent les prédateurs exotiques : oiseaux, reptiles, mammifères... dont l'homme.

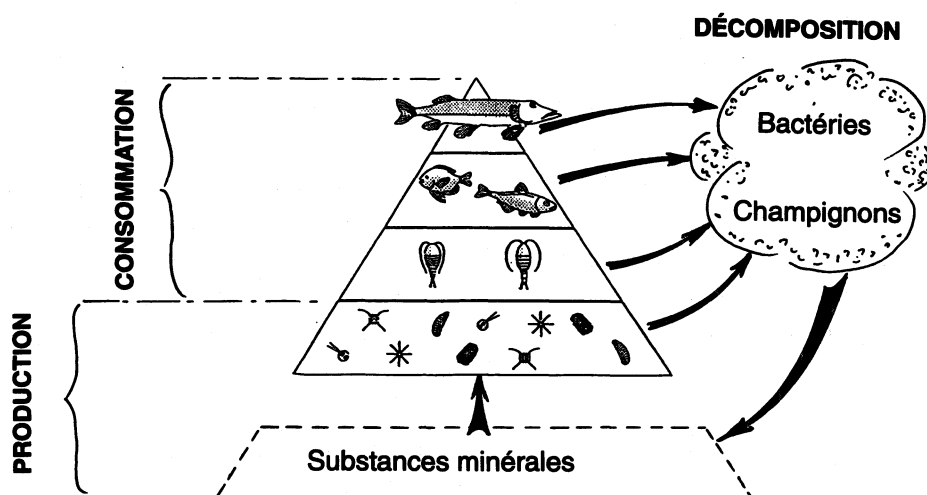
L'ensemble de ces différents maillons de la chaîne alimentaire peut se concevoir comme une pyramide trophique dont chaque niveau contrôle le niveau aval sachant qu'environ 10 % de la matière et de l'énergie sont transférés d'un niveau à l'autre (Fig. 9-a). D'un point de vue pratique il en résulte que toute augmentation ou réduction de la population d'un niveau donné induit obligatoirement des modifications en cascade vers le bas de la pyramide : l'élimination du zooplancton fait s'emballer la croissance végétale que cette élimination soit due, par exemple, au ruissellement de pesticides d'origine agricole (Fig. 9-b) ou, plus indirectement, à la pêche intensive des carnassiers prédateurs des zooplanctophages (Fig. 9-c). Il en résulte également qu'une faible productivité végétale ne peut être à l'origine que d'une

petite pyramide trophique au sommet de laquelle les poissons piscivores sont très peu nombreux, ceux dont l'intérêt sportif et commercial est généralement le plus grand.



9. Pyramide trophique à l'équilibre (a). Déséquilibre résultant d'une réduction du zooplancton provoquée soit directement par intoxication (b) soit indirectement par surpêche des ichtyophages (c). Dans les deux cas on assiste à une augmentation de la biomasse phytoplanctonique.

Tous les organismes qui participent à la pyramide trophique produisent des déchets et finissent par mourir. Déchets et cadavres servent de nourriture aux micro-organismes, bactéries et champignons, présents dans l'eau et dans les sédiments. C'est ainsi que les formes ultimes de la matière organique, dissoute et particulaire, sont transformées en substances minérales, lesquelles peuvent servir, au moins en partie, à alimenter de nouveaux organismes végétaux et réactiver le cycle de la matière organique qui se résume à trois phases : production, consommation, décomposition (Fig. 10).



10. Incorporation de la chaîne alimentaire dans le cycle de la matière organique.

Cette vision des interactions entre grands groupes d'organismes masque les interactions privilégiées qui s'établissent entre espèces, classes d'âge, sexe et autres subdivisions fonctionnelles créant ainsi une multitude de chaînes alimentaires dont l'entrelacs constitue un réseau trophique.

2.3.2. Photosynthèse, respiration

Tout l'édifice trophique repose, comme on l'a vu, sur des producteurs primaires, c'est-à-dire les végétaux, qui utilisent l'énergie solaire, le dioxyde de carbone et l'eau pour synthétiser des sucres et produire de l'oxygène. Ce processus qui permet de stocker l'énergie solaire dans les sucres sous forme d'énergie chimique de liaison s'appelle la photosynthèse. Il nécessite la présence de chlorophylle, pigment vert caractéristique du monde végétal. Par la suite les sucres sont convertis en composés organiques plus complexes comme les protéines ou les acides gras en y incorporant des éléments minéraux tels que le phosphore, l'azote, le soufre etc... La production primaire est la quantité de matériel végétal produit pendant un laps de temps donné.

L'oxygène produit par photosynthèse est la principale source de l'oxygène présent dans l'atmosphère et, bien entendu, de celui que l'on trouve dissous dans l'eau. Les êtres vivants, végétaux et animaux utilisent cet oxygène pour casser les molécules organiques, libérer l'énergie qu'elles stockaient et accomplir un certain travail. Ce processus de destruction dont les produits finaux, outre l'énergie, sont le dioxyde de carbone et l'eau est la respiration.

Du fait qu'elle nécessite de la lumière, la photosynthèse ne peut avoir lieu que le jour et dans les eaux de surface suffisamment éclairées, la couche euphotique. Cette couche s'étend par définition jusqu'à une profondeur où ne pénètre plus que 1 % de la lumière qui atteint la surface. En dessous s'étend la zone aphotique où la lumière est trop faible pour engendrer une production photosynthétique significative. La respiration, quant à elle, est le propre de toute cellule vivante, animale ou végétale, quelles que soient les conditions de lumière, le jour comme la nuit, en zone euphotique comme en zone aphotique.

2.3.3. Les organismes végétaux

Dans la pratique on distingue deux grandes catégories d'organismes végétaux.

- **Les algues.** Qu'elles soient fixées ou qu'elle flottent librement dans l'eau (phytoplancton), les algues se distinguent des végétaux supérieurs par l'absence de tissus différenciés, c'est-à-dire qu'elles ne possèdent ni racines, ni tiges, ni feuilles. Invisibles à l'oeil nu à l'état unicellulaire d'où leur nom de microphytes, elles peuvent se présenter groupées en colonies ou assemblées en filaments. Le phytoplancton donne à l'eau une couleur qui peut aller du vert au rouge en passant par le brun plus ou moins foncé. Dans certaines conditions la population algale croît de façon brutale, quasi explosive : c'est la fleur d'eau, le "bloom" des anglo-saxons. Résultant d'une intense multiplication végétative des cellules, la fleur d'eau peut se manifester en surface sous forme d'une couche crémeuse, voire gélatineuse, rougeâtre ou vert-bleuâtre dans le cas d'espèces particulières (cyanobactéries). Une autre manifestation macroscopique de ces organismes végétaux sont les algues filamenteuses. Démarrant leur multiplication à partir d'un quelconque point d'ancrage, elles envahissent la colonne d'eau et finissent en surface, portées par les bulles d'oxygène qu'elles produisent et qui restent coincées dans leurs réseaux de filaments pour former ce que le public appelle improprement des "mousses". La production nette des algues est fonction de la lumière disponible, des

nutriments biodisponibles dans l'eau, du temps de séjour, de l'activité consommatrice des organismes et, dans une moindre mesure, de la température, laquelle influence surtout l'activité animale. Mis à part le contrôle direct par algicide, les moyens de juguler la prolifération phytoplanctonique visent d'une part la lumière, les nutriments et le temps de séjour pour les réduire et d'autre part le zooplancton pour en favoriser le broutage. Les filamenteuses sont beaucoup plus difficile à maîtriser que le phytoplancton ; mis à part les algicides, leur traitement s'apparente à celui des plantes aquatiques.

- **Les plantes aquatiques.** Egalement appelées macrophytes du fait qu'elles sont visibles à l'oeil nu, elles comprennent pour l'essentiel des végétaux supérieurs qui, munis de racines de tiges et de feuilles, portent des fleurs, produisent des graines (angiospermes) et se développent en herbiers. Mais dans certains habitats on peut trouver également en abondance des fougères aquatiques, des mousses et même des algues de grande taille du groupe des charophycées. Pratiquement, on distingue les plantes qui flottent librement en pleine eau de celles qui sont fixées au fond, ces dernières se subdivisant à leur tour en plantes émergées (jusqu'à 1,5 m d'eau), plantes à feuilles flottantes (jusqu'à 3 m d'eau) et plantes immergées (dans toute la couche euphotique, les angiospermes s'arrêtant à 10 m de profondeur). Les macrophytes flottants dépendent pour leur nutrition des éléments biodisponibles dans l'eau, comme le phytoplancton, alors que les macrophytes fixés puisent l'essentiel de leurs nutriments dans les sédiments. Par ailleurs, et comme pour tout organisme végétal, leur production dépend de la lumière disponible, les macrophytes fixés étant limités dans leur croissance par la pénétration de celle-ci et par la longueur des tiges pour ceux qui en possèdent. Elle dépend également de la consommation par les herbivores et, dans une moindre mesure, de la température. Mis à part le contrôle par les herbicides, la maîtrise des macrophytes passe comme pour le phytoplancton par celle des nutriments, de la lumière et des consommateurs. Du fait que la plupart sont fixés, jouer sur le temps de séjour hydraulique ne peut guère avoir d'efficacité. Par contre leur taille permet de les récolter.

2.3.4. La nutrition minérale

Quand la lumière est suffisante, c'est la disponibilité des nutriments qui commande la productivité végétale. D'une part, tous les éléments ne sont pas présents à la même concentration dans l'eau, d'autre part, pour assurer sa croissance, le végétal de pleine eau les prélève proportionnellement à la composition de ses tissus. En fait, la croissance se trouve limitée par l'élément qui est le plus rare par rapport aux besoins, c'est lui le facteur limitant. En conditions naturelles c'est le phosphore qui manque le plus par rapport à la demande, vient ensuite l'azote puis le carbone, etc... (Tab. 1).

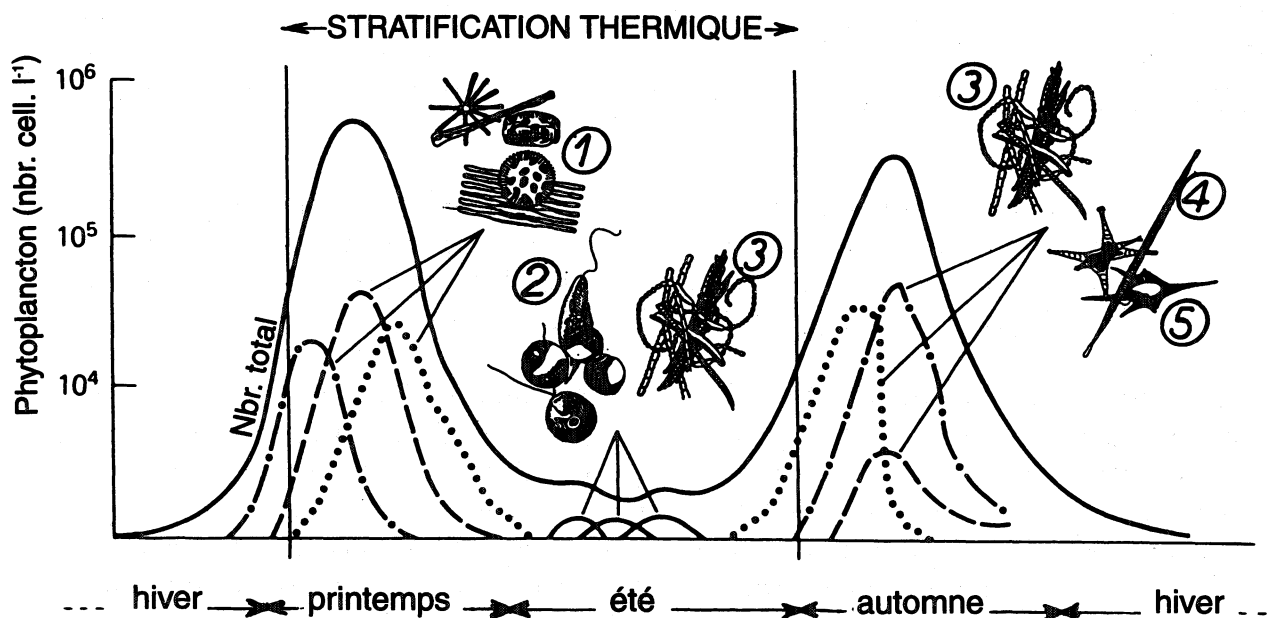
| Elément | SYMBOLE | DEMANDE (végétal) % | OFFRE (eau) % | DEMANDE/OFFRE (approx) |
|-----------|---------|---------------------------|---------------------|---------------------------|
| Oxygène | O | 80,5 | 89 | 1 |
| Hydrogène | H | 9,7 | 11 | 1 |
| Carbone | C | 6,5 | 0,0012 | 5.000 |
| Silicium | Si | 1,3 | 0,00065 | 2.000 |
| Azote | N | 0,7 | 0,000023 | 30.000 |
| Calcium | Ca | 0,4 | 0,0015 | <1.000 |
| Potassium | K | 0,3 | 0,00023 | 1.300 |
| Phosphore | P | 0,08 | 0,000001 | 80.000 |
| Magnésium | Mg | 0,07 | 0,0004 | <1.000 |
| Soufre | S | 0,06 | 0,0004 | <1.000 |
| Chlore | Cl | 0,06 | 0,0008 | <1.000 |
| Sodium | Na | 0,04 | 0,0006 | <1.000 |
| Fer | Fe | 0,02 | 0,00007 | <1.000 |
| Bore | B | 0,001 | 0,00001 | <1.000 |
| Manganèse | Mn | 0,0007 | 0,0000015 | <1.000 |
| Zinc | Zn | 0,0003 | 0,000001 | <1.000 |
| Cuivre | Cu | 0,0001 | 0,000001 | <1.000 |
| Molybdène | Mo | 0,00005 | 0,0000003 | <1.000 |
| Cobalt | Co | 0,000002 | 0,000000005 | <1.000 |

Tableau 1 - Concentration des éléments dans le végétal (demande), dans une eau naturelle (offre) et rapport demande/offre. Avec 80.000, le phosphore a le rapport le plus élevé, c'est à dire la demande la moins bien satisfaite, viennent ensuite l'azote (D/O = 30.000), puis le carbone (D/O = 5.000) (Vallentyne, 1974).

Elément clef du métabolisme cellulaire le phosphore est naturellement rare en milieu aquatique parce que, d'une part sa source, strictement géologique, est peu abondante et que d'autre part, au cours de son cheminement dans l'écosystème terrestre, il est fortement fixé par les constituants majeurs des sols que sont les composés du fer, de l'aluminium et du calcium et avidement prélevé par les plantes. Ce qui le différencie fondamentalement de l'azote et du carbone qui disposent d'une source quasi-infinie, l'atmosphère, et de processus biologiques de régulation que sont les couples fixation/dénitrification et photosynthèse/respiration. Quant aux plantes aquatiques enracinées, c'est la biodisponibilité du phosphore des sédiments qui en règle la productivité, à quantité de lumière suffisante. Ce phosphore sédimentaire, comme celui de l'eau, a son origine dans le bassin versant, soit directement sous forme particulaire, soit après incorporation dans des particules minérales ou organiques par des processus endogènes biologiques ou physico-chimiques. En accroissant les quantités de P mises en circulation et en court-circuitant les possibilités de fixation par les sols et d'utilisation par les plantes terrestres, la société industrielle a déclenché une hyperfertilisation des eaux qui n'est pas sans en modifier gravement les caractéristiques comme il sera décrit ultérieurement.

2.3.5. Les variations saisonnières du phytoplancton

Le phytoplancton évolue au cours des saisons tant du point de vue quantitatif que qualitatif. Ce sont les variations des facteurs physiques (température, lumière), chimiques (nutriments) et biologiques (consommation, parasitisme), et leurs combinaisons qui déterminent cette évolution. Malgré une certaine variabilité interannuelle, on peut tracer un schéma général des successions phytoplanctoniques (Fig. 11). En plein hiver, la faible luminosité et le brassage des eaux font que la photosynthèse est très faible, bien que le potentiel nutritif soit au plus haut. Dès la fin de l'hiver, et au début du printemps, l'augmentation de l'éclairement et l'amorce de stratification font que le phytoplancton prolifère. Il utilise les nutriments présents en abondance et n'est guère consommé, la température étant encore trop faible pour faire s'activer la vie animale de façon significative. Ce phytoplancton printanier est essentiellement constitué de diatomées, algues dont la densité est supérieure à celle de l'eau, du fait de leur carapace en silice. Dès la fin du printemps, la raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs font que le phytoplancton diminue drastiquement, les diatomées laissant la place à de petites chlorophycées flagellées à fort taux de reproduction et à de grandes cyanobactéries, deux types d'algues capables de résister à la prédation. C'est la phase des eaux claires.



11. Variations saisonnières du phytoplancton

1 = diatomées printanières, 2 = chlorophycées flagellées, 3 = cyanobactéries,

4 = grandes diatomées, 5 = dinophycées (modifié d'après Olem et Flock, 1990 et Goldman et Horne, 1983).

A la fin de l'été, le début de destratification fait remonter des nutriments vers les eaux de surface alors que les conditions de lumière y sont encore favorables à l'activité photosynthétique. Le phytoplancton croît à nouveau mais comme les températures encore élevées stimulent le broutage, ce sont des espèces résistantes à la prédation qui vont se développer : grandes cyanobactéries, grandes diatomées, dinophycées.

2.3.6. Sédimentation et décomposition

Dans un milieu au repos, toutes les particules de densité supérieure à 1 sédimentent au travers de la colonne d'eau pour aller se déposer sur le fond. Cette sédimentation concerne les particules minérales mais également les particules organiques vivantes (cellules phytoplanctoniques) et mortes (fèces, cadavres). La sédimentation est un phénomène capital dans la mesure où, en s'adressant également aux nutriments et aux toxiques associés aux particules, il contribue à en épurer l'eau, et à en enrichir les sédiments, mais aussi parce qu'il établit une relation vitale en livrant à la faune benthique la matière organique produite en surface par le phytoplancton. De plus, la sédimentation affecte la biomasse du phytoplancton ainsi que sa composition spécifique : en période de stratification, les diatomées, alourdies par leur carapace de silice, coulent vers le fond à l'inverse des cyanobactéries qui, capables de régler leur flottabilité, peuvent s'opposer à la sédimentation.

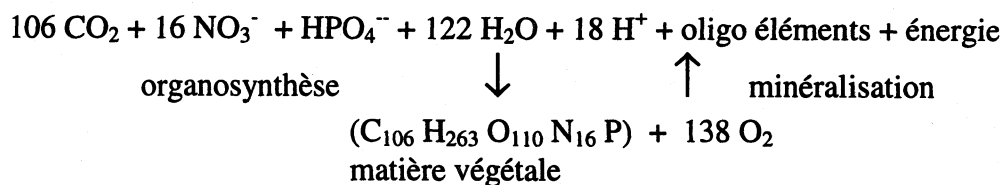
Quelle que soit son origine (allochtone ou autochtone, végétale ou animale, déchets ou cadavres), la matière organique qui sédimente subit un processus de décomposition qui commence dans la colonne d'eau, se poursuit à l'interface eau-sédiments et se termine dans les sédiments. Cette décomposition dont le terme ultime est la minéralisation complète de la matière organique résulte de l'activité des micro-organismes tels que les bactéries et les champignons. Ayant pour effet de régénérer les composés minéraux qui avaient été utilisés pour synthétiser la matière organique, la minéralisation consomme l'oxygène correspondant aux besoins respiratoires des micro-organismes.

2.4. Une chimie façonnée par la vie

Au départ, la chimie de l'eau d'un lac n'a guère de raison de différer de celle que lui impose son environnement géologique ni de varier de façon significative dans le temps et dans l'espace. Cette sérénité minérale se trouve fortement perturbée par la vie, à commencer par la vie végétale.

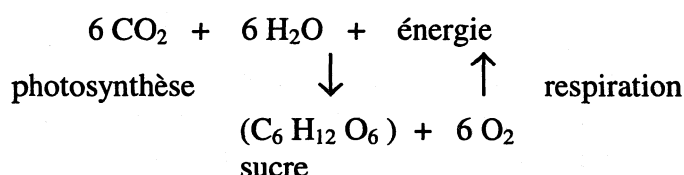
2.4.1. Equations fondamentales

Le métabolisme végétal peut se résumer sous la forme de l'équation :



Cette équation dite de Redfield, du nom de son auteur, rend compte des proportions selon lesquelles les composés minéraux interviennent pour fabriquer une matière végétale aquatique de composition moyenne, en se limitant aux principaux éléments (C, H, O, N, P).

Encore plus élémentairement on peut écrire l'équation du couple photosynthèse/respiration qui ne concerne que les sucres



Cette dernière équation fait ressortir le lien de réciprocity qui unit l'oxygène et le gaz carbonique au travers du métabolisme végétal. Successivement et alternativement, matière première et déchet ces deux gaz sont également et surtout les piliers de la réactivité chimique des eaux stagnantes par l'intermédiaire du potentiel redox et du pH.

2.4.2. L'oxygène et le potentiel redox

Un litre d'eau pure contient 10 mg d'oxygène dissous, à 14°C et sous une pression de 1 atmosphère, alors qu'un litre d'air en contient 300 mg (21 % en volume) soit 30 fois plus ! Par ailleurs, la diffusion de l'oxygène dans l'air est de loin supérieure à ce qu'elle est dans l'eau. Il en résulte que la disparition de l'oxygène est un phénomène, heureusement, très rare et très local dans les écosystèmes terrestres mais tout à fait courant dans les écosystèmes aquatiques.

Une eau fortement agitée voit son oxygène régénéré en permanence à partir du stock atmosphérique, ce qui lui permet d'être le siège d'une activité minéralisatrice quasi inépuisable. C'est ainsi que les cours d'eau turbulents sont dotés de ce fameux pouvoir d'auto-épuration très largement mis à contribution pour traiter la pollution organique. Il pourrait en être de même dans les lacs polymictiques peu profonds où les mélanges fréquents de l'eau y répartissent l'oxygène jusqu'au fond, que celui-ci soit d'origine atmosphérique ou photosynthétique. Cependant, les nombreux épisodes de stagnation offrent à l'activité photosynthétique la possibilité d'aller au maximum permis par les conditions trophiques et énergétiques. Si ces dernières sont favorables, la production d'oxygène dépasse la consommation au point que l'eau s'en trouve chargée au delà de ce qu'autorise la seule dissolution atmosphérique. Cette sursaturation se traduit par un dégagement de bulles qui apparaissent librement en pleine eau ou qui restent piégées au sein des amas verdâtres d'algues filamenteuses qu'elles font flotter en surface ou dans le feutrage brunâtre des algues benthiques qu'elles décollent des fonds vaseux. A cette situation diurne de suroxygénation où seule l'esthétique risque d'en pâtir succède une situation nocturne monopolisée par les activités de respiration et de minéralisation ce qui pose les problèmes autrement plus préoccupants de la désoxygénation.

La situation est encore pire dans l'hypolimnion des lacs stratifiés, le développement du phytoplancton en surface empêchant la lumière d'y pénétrer et la photosynthèse de s'y produire de façon significative. Privé de cette source interne d'oxygène, l'hypolimnion ne peut pas non plus recevoir l'oxygène épilimnique, partiellement atmosphérique, du fait qu'il est isolé des eaux de surface par le métalimnion. Il ne peut guère compter que sur les périodes de mélange total pour s'alimenter en oxygène. Plus ces lacs ont une productivité élevée et des mélanges

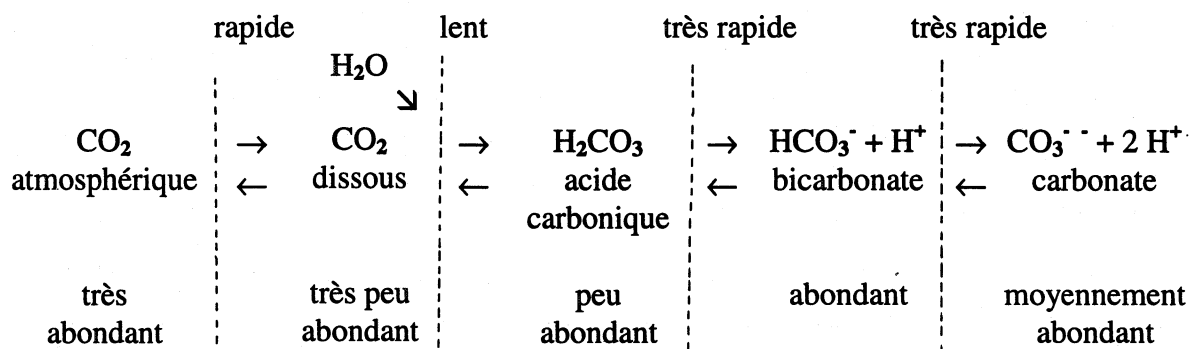
rare et incomplets, plus leur hypolimnion se désoxygène jusqu'à l'anoxie totale. Il est évident que l'anoxie des fonds a un effet particulièrement néfaste sur la faune benthique qui se raréfie et se simplifie à l'extrême ainsi que sur les poissons d'eau froide (salmonidés) qui sont obligés de se réfugier dans les couches superficielles oxygénées mais dont la température plus élevée ne leur est guère favorable.

Les méfaits de la désoxygénation se manifestent tout autant sur le plan de la chimie. En effet, à mesure que la concentration en oxygène diminue dans l'eau, le pouvoir d'oxydation de celle-ci diminue aussi. On évalue ce pouvoir en termes de potentiel redox. Les éléments susceptibles d'être concernés par l'évolution du potentiel redox sont peu nombreux : C, N, O, S, Fe, Mn. Dans une eau normalement oxygénée ils sont à leur état d'oxydation maximale. A mesure que le potentiel redox décroît, les composés oxydés passent à l'état réduit, chaque changement d'état ayant lieu pour une valeur déterminée du potentiel, dans l'ordre suivant : nitrates, oxydes manganiques, oxydes ferriques, sulfates, oxyde de carbone.

C'est ainsi qu'on voit apparaître dans l'hypolimnion des composés réduits généralement plus solubles ou gazeux tels que l'azote moléculaire, l'ammoniaque, le manganèse, le fer, le sulfure d'hydrogène, le méthane... substances passablement nuisantes ou franchement toxiques. La réduction des composés ferriques libère le phosphore qui leur était associé constituant ainsi une charge interne qui s'ajoute à la charge externe venant du bassin versant pour alimenter la production végétale.

2.4.3. Le gaz carbonique et le pH

L'air contient environ 0,033 % de CO_2 en volume ce qui représente environ 0,6 mg par litre d'air. Du fait de sa forte solubilité dans l'eau, on en retrouve autant sinon plus dans l'eau que dans l'air : 0,7 mg environ par litre (1 atm., 14°C). Une fois dissous dans l'eau il réagit avec celle-ci pour former l'acide carbonique H_2CO_3 , biacide faible très peu dissocié. Ce biacide se dissocie en bicarbonate (ou carbonate acide) HCO_3^- puis en carbonate CO_3^{2-} :

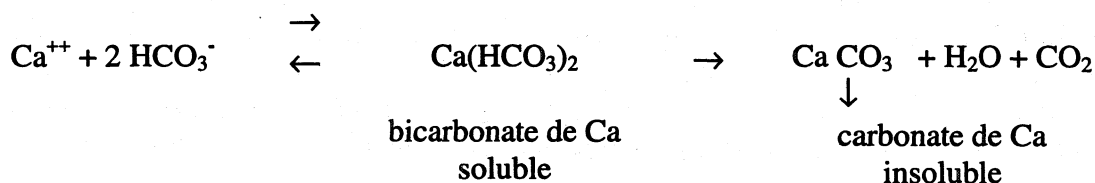


La photosynthèse utilise le CO_2 dissous dans l'eau lequel se régénère à partir de la réserve atmosphérique. Si l'activité photosynthétique est particulièrement intense cette régénération peut ne pas suivre, compte tenu du fait que la dissolution et la diffusion du CO_2 dans l'eau ne sont pas des phénomènes instantanés même s'ils sont rapides et éventuellement accélérés par l'agitation. La photosynthèse se fait alors à partir de la réserve des carbonates.

Bien que certaines plantes puissent utiliser HCO_3^- directement, en le convertissant en CO_2 grâce à une enzyme spécialisée, l'anhydrase carbonique, pratiquement la quantité de CO_2 disponible dépend de la vitesse à laquelle chaque équilibre est atteint. Les réactions [carbonate \rightarrow bicarbonate \rightarrow acide carbonique] sont très rapides et c'est la vitesse de déshydratation de l'acide carbonique qui limite la disponibilité du CO_2 . Une telle limitation de la photosynthèse ne se rencontre que dans des conditions extrêmes de prolifération végétale en relation avec un éclaircissement maximum et une relative abondance des autres nutriments et n'affecte la production qu'à l'échelle de la journée. D'ailleurs, quand de telles conditions se présentent, c'est la respiration des micro-organismes qui fournit le CO_2 car ils entretiennent avec le phytoplancton des relations de commensalisme à la limite de la symbiose.

En plus des composés du carbone, les réactions d'équilibre [acide carbonique/bicarbonate/carbonate] mettent en jeu des H^+ . Cela signifie que l'abondance relative des différentes formes du carbone minéral est fonction du pH. Pour les pH couramment rencontrés dans les lacs, la forme la plus abondante est le bicarbonate HCO_3^- . En consommant le CO_2 , l'activité photosynthétique déplace l'équilibre vers la gauche du train d'équations : le milieu s'appauvrit en H^+ et le pH monte.

Les réactions précédemment décrites correspondent à une situation d'eau "pure" : eau de pluie chargée en gaz carbonique atmosphérique ruisselant sur un bassin versant à géologie siliceuse. Mais si les sols contiennent des métaux alcalins et alcalino-Terreux, notamment s'ils sont calcaires, il y a formation de composés carbonatés. L'équilibre chimique entre bicarbonates et carbonates s'écrit alors (pour le calcium) :



Il en résulte qu'en consommant le CO_2 , la photosynthèse déplace l'équilibre vers la droite et il y a précipitation du carbonate de calcium. Ce phénomène de précipitation est visible dans la masse d'eau qui prend un aspect plus ou moins laiteux, mais aussi sur les plantes aquatiques immergées qui se couvrent d'une couche de poussière blanche ou même d'une véritable croûte ; on retrouve également la trace de ce phénomène dans les sédiments sous forme de couches blanches, les varves carbonatées.

Le bicarbonate $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ étant presque complètement dissocié en $\text{Ca}^{++} + 2 \text{HCO}_3^-$ la réserve d'anions HCO_3^- est très largement supérieure à ce que fournirait l'acide seul H_2CO_3 qui n'est que très faiblement dissocié. Si on acidifie le milieu les H^+ vont se fixer sur les CO_3H^- pour donner l'acide peu dissocié et le pH ne varie pour ainsi dire pas. De même si on alcalinise le milieu, les OH^- se fixent sur les H^+ fournis par l'acide pour donner de l'eau peu dissociée et le pH ne varie pas non plus. Le pouvoir tampon que confère au milieu la présence d'une réserve alcaline est un phénomène très important en raison de la sensibilité de nombreux organismes aux variations de pH, qu'elles soient provoquées par des pollutions accidentelles ou chroniques (pluies acides) ou même par des traitements (inactivation cf. chapitre 7).

Ces différentes réactions qui gravitent autour de l'équilibre des carbonates ne sont pas sans conséquence sur la chimie du lac, en surface comme au fond. C'est ainsi que :

- l'élévation de pH due à la photosynthèse provoque la désorption de tout ce qui est chargé négativement ; en pénétrant dans un épilimnion en période de forte activité photosynthétique les particules d'érosion déversées par des affluents à pH voisin de la neutralité libèrent leurs ions phosphates PO_4^{3-} ce qui a pour effet de stimuler la photosynthèse,

- la précipitation des carbonates minéralogiquement purs s'accompagne d'une coprécipitation d'autres substances généralement sous forme d'un composé amorphe ; les substances coprécipitées peuvent avoir une valeur particulièrement "stratégique" comme les phosphates ou le cuivre (algicide),

- à l'interface eau/sédiment, le gaz carbonique produit par la respiration a pour effet de faire chuter le pH et de dissoudre les carbonates, libérant aussi les substances coprécipitées.

2.5. Evolution naturelle, évolution anthropique

2.5.1. Evolution naturelle

Perçus par l'oeil humain comme des éléments indestructibles du paysage, les lacs ne sont en fait que des êtres temporaires qui naissent, évoluent et finissent par mourir. Cette mort naturelle peut être d'origine tectonique (éboulement, faille...) ou climatique (évaporation). Beaucoup plus systématiquement les lacs meurent par simple comblement de leur cuvette remplie de matériaux dont l'essentiel provient du bassin versant. Cette lente disparition s'accompagne d'une évolution de la morphologie qui n'est pas sans répercussion sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème. Les principales transformations sont au nombre de quatre.

Envasement des zones littorales de faible pente. Compte tenu de la diminution de la profondeur et de la modification de la composition physico-chimique des sédiments, les zones envasées se trouvent colonisées par les macrophytes. Ceux-ci entrent en compétition avec le phytoplancton pour l'utilisation de la lumière et procurent à la fois abri et nourriture à une faune littorale qui tend à se développer.

Diminution du rapport [volume de l'hypolimnion/volume de l'épilimnion]. L'activité minéralisatrice croît en fonction de l'accroissement de la température ce qui tend à désoxygéner l'hypolimnion. Aux difficultés éprouvées par les salmonidés à survivre dans un tel milieu s'ajoute l'intensification des échanges entre le sédiment et l'eau.

Disparition de l'hypolimnion. Disparaissent par conséquent et la faune hypolimnique qui aurait résisté jusque là et la stratification saisonnière. L'hydrodynamique et les sédiments en viennent à jouer un rôle de premier plan dans le cycle du phosphore. En diminuant la transparence, les matières en suspension réduisent l'activité photosynthétique.

Diminution du rapport [volume du lac / superficie du bassin versant]. D'où l'augmentation de la concentration de l'eau en substances dissoutes, dont les nutriments. Cet

accroissement de fertilité potentielle est de nature à stimuler la prolifération phytoplanctonique à condition que les sédiments en suspension ne diminuent ni la biodisponibilité du phosphore ni la transparence de l'eau, la lumière étant par ailleurs objet de compétition avec les macrophytes.

Si, à l'origine, le lac est suffisamment profond et pauvre en phosphore pour développer un hypolimnion riche en oxygène, abriter une faune salmonicole de qualité, disposer d'une eau idéalement transparente et ne compter que quelques rares herbiers, le comblement de sa cuvette le transforme en étang peu profond, couvert de macrophytes, aux eaux plus ou moins troubles peuplées essentiellement de cyprinidés. Il est convenu de qualifier d'oligotrophe (= peu nourri) l'état original et d'eutrophe (= bien nourri) l'état final avant que le plan d'eau ne se transforme en marécage puis en prairie. On définit l'eutrophisation naturelle comme le passage de l'un à l'autre de ces états en s'appuyant sur les incontestables modifications morphologiques et qualitatives qu'entraîne le comblement de la cuvette. Cette définition sous entend par ailleurs l'augmentation quantitative de la concentration en substances dissoutes liée à la diminution du rapport [volume du lac / superficie du bassin versant]. Cette augmentation "mathématique" de la concentration en substances dissoutes amène intuitivement à conclure au caractère inéluctable de l'augmentation de la fertilité et de la productivité, c'est-à-dire de l'eutrophisation. Conclusion doublement erronée : d'une part les apports nutritifs et énergétiques qui déterminent l'état trophique dépendent beaucoup moins de la morphologie [lac/B.V.] que du contexte géologique et climatique, lequel, d'autre part, est notablement variable au cours des milliers, dizaines voire des centaines de milliers d'années que dure la vie d'un lac. En fait, l'état trophique d'un lac oscille entre l'oligotrophie et l'eutrophie, phases d'eutrophisation et d'oligotrophisation alternant au gré des aléas climatiques et tectoniques. De plus, tous les lacs ne naissent pas oligotrophes à la suite du retrait d'un glacier ou au fond d'un cratère de volcan. Beaucoup sont eutrophes dès l'origine, comme ceux qui résultent de l'isolement d'un méandre de rivière drainant une plaine fertile sous un climat tempéré : nés eutrophes, ils ont toutes les chances de mourir eutrophes compte tenu de leur faible durée de vie. Quoiqu'il en soit, l'évolution naturelle est un processus tellement lent, comparé à la durée d'une vie humaine, qu'il n'est guère possible de constater une quelconque dégradation des possibilités d'utilisation.

Que l'évolution naturelle puisse être assimilée ou non à de l'eutrophisation reste un sujet académique d'intérêt pratique secondaire. Beaucoup moins académique et beaucoup plus instructif est de s'intéresser au sort que l'homme a fait, et fait encore subir aux plans d'eau.

2.5.2. Evolution anthropique

De la pollution en général...

Par l'accroissement de sa population, combiné à l'intensification et à la diversification de ses activités, l'homme a profondément modifié les caractéristiques du réseau hydrographique. En confiant à l'eau le statut de véhicule privilégié de la pollution grâce notamment au développement systématique du tout à l'égout, les points bas du réseau que sont les eaux stagnantes se virent attribuer le rôle de dépotoirs.

Cette utilisation quasi systématique, quoique généralement inconsciente, eut pour effet d'accélérer la mort des lacs, ou plutôt d'en réduire jusqu'à les supprimer les autres possibilités

d'utilisation. Parmi les différentes morts "non naturelles" il y a, bien sûr, la mort par empoisonnement qui laisse une cuvette remplie d'une eau où sont réduites à la fois l'abondance et la diversité tant de la flore que de la faune, les espèces supérieures étant les premières touchées. Ce type de pollution caractérisé par des effets indiscutablement mortels provoqués par des substances indiscutablement toxiques, est, théoriquement, facile à traiter dans ses causes si ce n'est dans ses symptômes. A la différence de la pollution organique qui, mettant en cause la matière organique indispensable à la vie animale, est redoutée moins pour sa toxicité que pour les nuisances engendrées par sa présence en excès ; d'autant plus qu'elle est accompagnée d'une pollution bactérienne indiscutablement nuisible. D'autres pollutions mettent également en cause des substances dépourvues de véritable toxicité et, qui plus est, miment l'eutrophisation naturelle au point que certaines confusions sont possibles. La plus évidente, c'est la pollution par les sédiments qui, en accélérant le comblement de la cuvette, entraîne l'arrêt des utilisations tout simplement en raison de la disparition du plan d'eau. Elle touche plutôt les réservoirs artificiels généralement plus chargés en matières en suspension que les lacs naturels.

... à la pollution par les phosphates en particulier

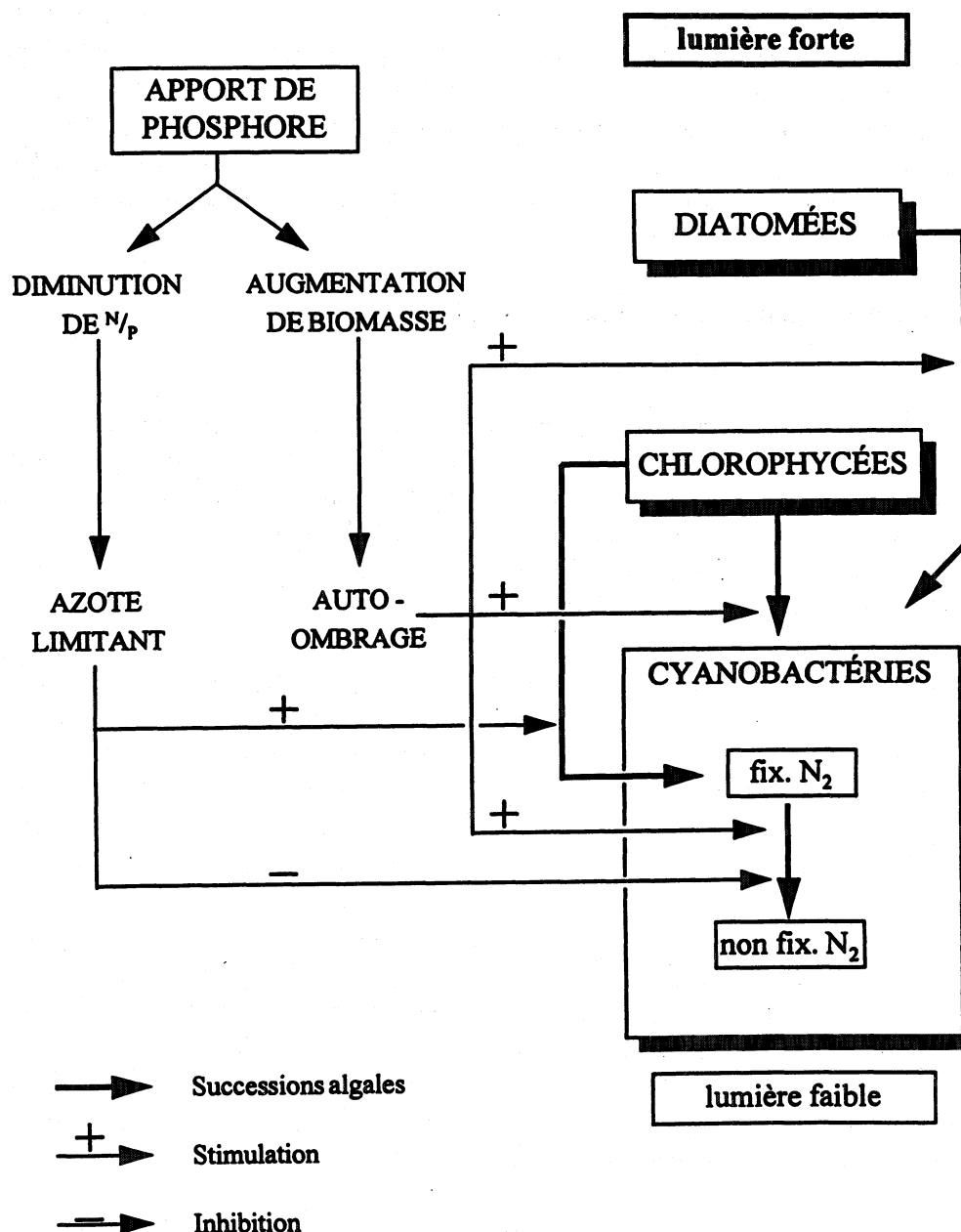
Il y a aussi, et surtout, la pollution par les phosphates qui fait proliférer la végétation aquatique au-delà de ce que peut supporter le milieu récepteur aussi bien que l'utilisateur. Comme la pollution toxique ou la pollution organico-bactérienne, elle fait cesser les utilisations avant que l'eau ne disparaisse mais elle est beaucoup plus difficile à traiter. Difficulté qui tient autant à la multiplicité des sources, dont certaines d'intérêt économique, qu'à la subtilité, toute relative, de son mécanisme.

Considérée d'un point de vue structural, la composition moyenne de la matière végétale aquatique fait du carbone l'élément essentiel. Par contre, si l'on s'intéresse au processus de fabrication de cette matière végétale à partir des substances minérales présentes en solution dans l'eau qui l'entoure, on constate que c'est le phosphore qui satisfait le plus mal la demande, puis l'azote et, loin après, le carbone, en conditions naturelles bien entendu. C'est ce qui a été décrit au § 2.3.4.

Puisque dans la cellule algale le rapport N/P est *grosso modo* compris entre 7 et 10 (en masse), toute eau caractérisée par $N/P > 10$ fait du phosphore le facteur limitant, alors que si $N/P < 7$, c'est l'azote qui limite. Une fois que le végétal a épuisé l'eau des quelques microgrammes de phosphore par litre qu'elle contient, les autres éléments restent en excès. Tout nouvel apport de phosphore permet au végétal une nouvelle croissance, alors que plus d'azote ou de carbone ne change rien. A l'inverse, toute réduction entraîne une diminution de la prolifération végétale : le processus est réversible.

Si les apports de phosphore augmentent beaucoup, les cellules algales finissent par mettre en réserve la fraction qui se trouve en excès de leurs besoins immédiats. Elles l'utiliseront ultérieurement pour se multiplier produisant subitement un grand nombre de cellules filles : c'est la "fleur d'eau" qui, paradoxalement, apparaît quand il n'y a pas de phosphore dans l'eau. Par ailleurs, des apports croissants de phosphore lui font perdre son rôle de facteur limitant au profit du second sur la liste, l'azote, ce qui provoque l'apparition de cyanobactéries capables de fixer l'azote moléculaire N_2 dissous dans l'eau et provenant, pour l'essentiel, de l'atmosphère. Ce plancton, mi végétal mi bactérien qui apparaît dès que l'eau

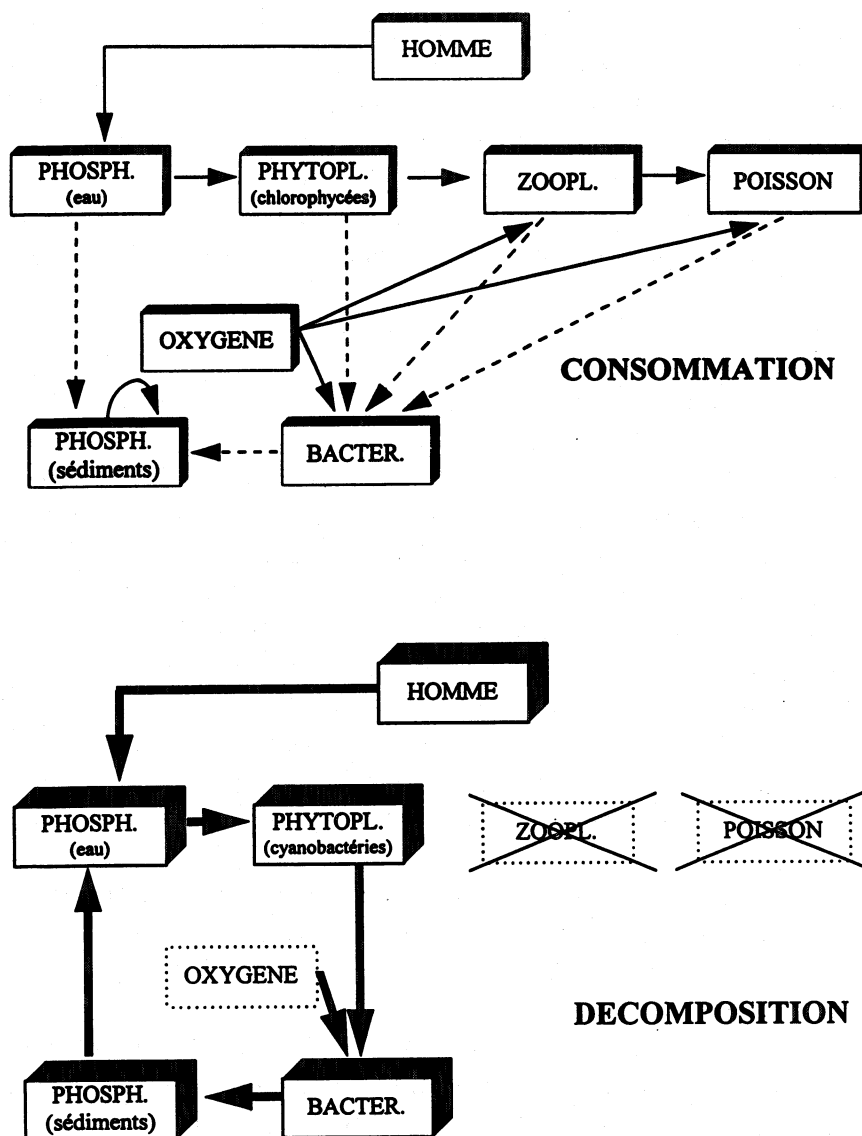
présente un rapport N/P inférieur à 7 n'est pas consommé, ou si peu car sa taille, sa protection mucilagineuse et son éventuelle toxicité le mettent à l'abri de la convoitise du zooplancton qui préfère, et de loin, un plancton plus appétissant constitué de diatomées ou de chlorophycées. Par ailleurs, même si de l'azote est introduit dans l'eau en même temps que le phosphore, de telle sorte que le rapport N/P reste >10 (limitation par le phosphore), la prolifération algale finira par empêcher la lumière de pénétrer et des cyanobactéries apparaîtront car ce sont les seules qui peuvent encore prospérer quand la lumière devient facteur limitant (Fig. 12).



12. Successions algales induites par un enrichissement en phosphore (d'après Zevenboom et Mur, 1980).

Une fois mis en route par des apports excessifs de phosphore, ce processus d'adaptation a tôt fait de transformer radicalement le réseau trophique. Aux phénomènes de consommation d'une chaîne alimentaire qui aboutit au poisson tout en contribuant à éclaircir l'eau se substituent les activités de décomposition d'une population bactérienne qui, en

consommant l'oxygène de l'eau provoque, entre autres, le relargage du phosphore piégé dans les sédiments (Fig. 13). Cette charge interne de phosphore vient s'ajouter à la charge externe pour accélérer le processus de dégradation ou même seulement l'entretenir au cas où les apports seraient réduits. Pour restaurer un réseau trophique convenable, la diète phosphorée est toujours nécessaire mais pas suffisante, il faut agir aussi sur le plan d'eau.



13. Influence des apports en phosphore sur le fonctionnement du réseau trophique.
- les processus de **CONSOMMATION** dominant en cas d'apports faibles
 - les processus de **DECOMPOSITION** dominant en cas d'apports importants.

Remarquables par leur capacité d'adaptation autant que pour leur résistance à la prédation, les cyanobactéries sont parfaitement indésirables. Il ne faut cependant pas confondre quelques apparitions sporadiques au cours des variations saisonnières du phytoplancton avec un envahissement endémique résultant de la pollution par les phosphates. Les situations sont totalement différentes tant du point de vue des causes que des conséquences. En effet, malgré l'exceptionnelle compétitivité des cyanobactéries, nombre de conditions de milieu leur sont défavorables comme un temps de séjour hydraulique trop court, un épilimnion trop turbulent, un pH pas assez élevé, des concentrations en P (minéral, organique) trop faibles... Etant donné qu'un milieu naturel offre une grande diversité de conditions dont finalement peu sont favorables aux cyanobactéries, elles n'y font que de rares apparitions sans engendrer de véritables nuisances. Que ce soit directement (ralentissement des eaux, enrichissement en phosphore) ou par l'intermédiaire du végétal (élévation de pH, augmentation de la turbidité, carence en N...) l'activité humaine a pour effet de généraliser les conditions favorables faisant de la fleur d'eau à cyanobactéries et des nuisances qu'elle occasionne une règle plutôt qu'une exception.

Et les nitrates dans tout ça ?

C'est en se référant implicitement à la loi du minimum de Liebig qu'il est parfois proposé de ramener la prolifération algale d'un milieu aquatique à des dimensions acceptables en intervenant sur les nitrates, sous prétexte que l'azote y est le facteur limitant. Formulée au milieu du 19^{ème} siècle et passablement édulcorée depuis, cette loi énonce que la croissance d'une plante dépend de l'élément nutritif qui est présent au minimum par rapport à ses besoins. Elle a été élaborée dans le cadre de la pratique agricole pour accroître une production végétale contrôlée pour être monospécifique. Vouloir l'appliquer à la gestion environnementale pour réduire une prolifération algale spontanée et originellement plurispécifique constitue déjà une extrapolation pour le moins abusive. Mais c'est surtout proposer une solution à la fois dangereuse, irréaliste et spécieuse.

Dangereuse. La carence relative en azote amenant les cyanobactéries fixatrices d' N_2 à proliférer, la réduction des apports en nitrates ne peut qu'accentuer cette carence et stimuler d'autant la prolifération de ces algues fort peu désirables.

Irréaliste. Théoriquement, il est indifférent d'intervenir soit sur le phosphore pour ramener sa concentration à, par exemple, $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ soit sur l'azote pour la ramener à l'équivalent stoïchiométrique de $50 \mu\text{g.l}^{-1} \times 7,2 = 360 \mu\text{g.l}^{-1}$, de manière à contrôler la prolifération algale à un niveau acceptable. Pratiquement, il est tout à fait possible d'atteindre la valeur cible pour le phosphore qui représente malgré tout plus de 5 fois la valeur du bruit de fond naturel, alors qu'il est parfaitement utopique de vouloir atteindre la valeur cible pour l'azote : non seulement elle est voisine, voire inférieure, à celle du bruit de fond naturel mais, dès que le milieu est suffisamment stagnant, la fixation de l'azote par les cyanobactéries comble immédiatement la carence. Quant à vouloir que la norme de potabilité des 50mg.l^{-1} de nitrates (11mg.l^{-1} en azote) soit aussi un instrument de gestion de la qualité de l'eau, c'est viser une prolifération algale qu'autoriserait un équivalent-phosphore de $11000 \mu\text{g.l}^{-1} / 7,2 = 1500 \mu\text{g.l}^{-1}$, c'est-à-dire plus proche d'un étang de lagunage que d'un plan d'eau à vocation touristique ou même piscicole !

Spécieuse. En conditions naturelles les cas de carence en azote par excès de phosphore sont extrêmement rares. Si, depuis la fin de la seconde guerre mondiale, ils ont une fâcheuse tendance à se multiplier, c'est que la pollution par les phosphates d'origine anthropique a une non moins fâcheuse tendance à progresser. Il faut alors tout le poids d'une argumentation scientifique basée sur des concepts à interprétation variable tels que « loi du minimum », « facteur limitant », « eutrophisation », pour en arriver à proposer, sérieusement, de lutter contre la pollution par les phosphates en diminuant la charge en nitrates !

3. STRATEGIE D'INTERVENTION

3.1. Diversité des problèmes

Sans doute les cas sont-ils tous différents les uns des autres aussi bien du point de vue de leurs propres caractéristiques que de celles de leur bassin versant et de leur contexte humain. Il n'empêche qu'il est très rare de voir un lac donné poser un problème unique en son genre. Si les types de problèmes sont relativement peu nombreux c'est que les types d'utilisations le sont également et que l'influence humaine a réalisé un certain nivellement par le bas de la qualité des milieux aquatiques.

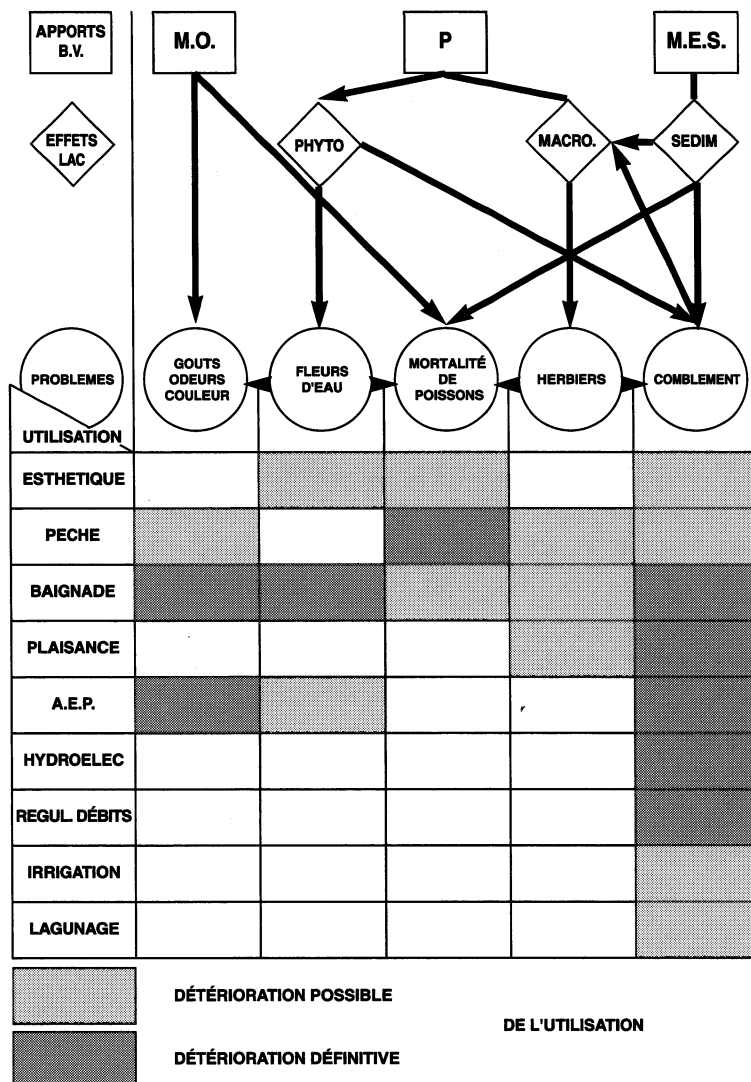
Le préalable indispensable à l'existence d'un problème est la présence simultanée d'un lac et de ses utilisateurs. Pour qu'il n'y ait pas de problème il suffit qu'il n'y ait pas de lac, soit en évitant d'en créer, soit en le vidant ou en le comblant s'il existe déjà. Il suffit également qu'il n'y ait pas d'utilisateur, soit en interdisant les utilisations, soit en interdisant l'accès au lac, tout simplement.

En admettant que l'on renonce à ce type de mesures radicales, on constate que les problèmes se posent soit en termes d'incompatibilité entre les caractéristiques du lac et les besoins des utilisateurs, soit en termes de conflits d'usages au sein même des utilisateurs.

3.1.1. Incompatibilité [lac/utilisateurs]

Les problèmes résultent pour la plupart du fait que le lac présente des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques qui ne permettent pas à l'utilisateur de l'exploiter comme il l'entend. Ces caractéristiques sont en partie "naturelles". Héritées du contexte géologique et climatique, elles permettent de délimiter des écorégions au sein desquelles les lacs sont suffisamment semblables pour qu'on s'attende à y trouver des problèmes eux aussi assez semblables au contraire de lacs appartenant à des écorégions différentes. Ces caractéristiques sont pour le reste "culturelles", dues à l'action humaine et à l'origine de difficultés de gestion comme de vouloir faire bon usage ou trouver quelque attrait à une eau destinée à jouer le rôle de dépotoir.

Si l'on s'intéresse à la façon dont les apports de matière organique, de matières en suspension et de phosphore affectent les différentes utilisations on retrouve ce dernier à l'origine de tous les problèmes (Fig. 14). De plus, c'est indirectement, par l'intermédiaire de la prolifération du phytoplancton et des macrophytes, que le phosphore rend un plan d'eau inutilisable à la différence des autres apports qui, eux, sont directement préjudiciables. L'essentiel des problèmes créés par le phytoplancton, les macrophytes et les sédiments se résume de la façon suivante.



14. Détérioration des diverses utilisations résultant des principaux types d'apports du bassin versant (matière organique, phosphore, matières en suspension) au travers des effets produits sur le lac (phytoplancton, macrophytes, sédiments) et des problèmes engendrés.

Phytoplancton. Sans doute le phytoplancton est-il, comme on l'a vu, un élément essentiel de la vie d'un lac dans la mesure où il constitue le premier maillon de la chaîne alimentaire. Mais un excès de phytoplancton de même que la présence de certaines espèces algales entraînent très rapidement les pires nuisances. La vue d'une eau couverte d'une gelée rougeâtre ou envahie d'amas filamenteux n'a rien de ragoûtant et n'encourage guère à la baignade, d'autant moins que certaines algues sécrètent des toxines qui, sans être mortelles pour le baigneur, peuvent l'incommoder fortement, sans parler des odeurs et des goûts qu'elles développent. L'excès de production végétale entraîne la désoxygénation de l'eau et contribue ainsi à diminuer les chances de survie des espèces animales, fragilisées par les toxines déjà évoquées. Même s'ils ne meurent pas, les poissons prennent un goût et une odeur qui les rendent impropres à la consommation. Goûts, odeurs... et couleurs sont également les bêtes noires du traiteur d'eau sans compter toutes les autres difficultés qui apparaissent au cours du traitement et de la distribution du fait de la présence des cellules algales, de leurs produits de sécrétion et de décomposition et des modifications du milieu résultant de cette décomposition

: colmatage des crépines et des filtres, dépôts organiques dans le réseau, production de trihalométhanes cancérigènes, corrosion des canalisations, présence de fer, de manganèse, pics de pH, développement d'une microfaune parasite...

Macrophytes. Les macrophytes jouent également un rôle important dans la vie d'un lac, surtout s'il est peu profond, en fournissant un habitat et de la nourriture aux poissons et aux oiseaux. Mais un plan d'eau envahi par les herbiers devient très vite impropre à la baignade, à la plaisance de même qu'à la pêche, les engins s'y empêtrant et les poissons finissant même par mourir. Par ailleurs, ils accélèrent considérablement le comblement de la cuvette lacustre, d'autant plus qu'ils se manifestent quand la profondeur est déjà faible.

Sédiments. La sédimentation des matières en suspension entraîne une perte de volume et une perte de profondeur directement préjudiciables aux activités qui réclament l'un ou l'autre : la baignade et la navigation de plaisance ont besoin d'un minimum de hauteur d'eau, les réservoirs construits pour l'AEP, la production hydroélectrique et la régulation de débits n'ont d'intérêt que s'ils ont un volume minimum. La diminution de profondeur a divers effets secondaires :

- en favorisant l'évaporation elle accélère la perte de volume
- en intensifiant la mise en suspension des sédiments elle nuit à l'esthétique du plan d'eau et à la survie du poisson
- en facilitant l'extension des herbiers, elle accélère le comblement de la cuvette par le produit de leur décomposition, beaucoup plus efficace que celui de la décomposition du phytoplancton et des autres organismes de pleine eau.

3.1.2. Conflits d'usages

De nombreuses difficultés de gestion viennent tout simplement de conflits qui surgissent entre les utilisateurs eux-mêmes. La figure 15 traduit quelques-unes de ces situations conflictuelles. Certaines naissent d'usages qui s'excluent mutuellement dans l'espace et dans le temps, comme la baignade et le ski nautique. Ce type de conflit se résout par voie réglementaire en imposant une zonation et un calendrier d'activités. D'autres activités ne font pas bon ménage en raison de la détérioration du milieu qu'elles provoquent. L'AEP craint les gaz d'échappement, l'huile et l'essence produits par le motonautisme ainsi que la pollution bactérienne engendrée par la baignade ou même les dysfonctionnement trophiques liés à certaines pratiques de pêche. De même, les variations de niveau rendues nécessaires par la production hydroélectrique ou la régulation des débits font que la mise à quai des bateaux devient impossible, et que l'exondation des vases et la destruction des herbiers compromettent la baignade et la pêche tout autant que le simple attrait esthétique. Il y a enfin des activités qui nécessitent des milieux aux caractéristiques différentes, pour ne pas dire opposées. C'est ainsi que le pêcheur "du dimanche" qui aime capturer du poisson facilement et en quantité aura besoin d'une eau passablement fertile et fournie en plancton ce qui ne satisfera pas le baigneur pas plus d'ailleurs que le pêcheur sportif à l'affût des poissons "nobles" à qui il faut une eau pure. Les conflits qui mettent en cause la qualité de l'eau, ou celle du milieu lacustre au sens large sont beaucoup plus délicats à résoudre que ceux dus à des difficultés de cohabitation. Consciente ou non, l'utilisation systématique des eaux stagnantes comme dépotoirs fait que les usages plus nobles disparaissent un à un, et que les conflits d'usage aussi. Même si ce n'est pas la meilleure, cette solution a l'avantage de la cohérence et de la facilité. C'est ce qui fait son succès... et son danger.

| ESTHETIQUE | PÊCHE | VOILE | SKI NAUTIQUE MOTONAUTISME | PLONGÉE | BAIGNADE | HYDRO ÉLECTRICITÉ | RÉGULATION DES DÉBITS | IRRIGATION | A.E.P. | LAGUNAGE | |
|------------|-------|-------|------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------|----------|------------------------------|
| | | | | | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | | ESTHETIQUE |
| | | | TOTALEMENT INCOMPATIBLE | | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | | PÊCHE |
| | | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | | VOILE |
| | | | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | | SKI NAUTIQUE MOTONAUTISME |
| | | | | | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | | PLONGÉE |
| | | | | | | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | | BAIGNADE |
| | | | | | | | | MOYENNEMENT INCOMPATIBLE | | | HYDRO ÉLECTRICITÉ |
| | | | | | | | | | | | RÉGULATION DES DÉBITS |
| | | | | | | | | | | | IRRIGATION |
| | | | | | | | | | | | A.E.P. |
| | | | | | | | | | | | LAGUNAGE |



MOYENNEMENT INCOMPATIBLE

TOTALEMENT INCOMPATIBLE

15. Compatibilité entre les principales utilisations.

3.2. Définition du problème

Les premiers à constater et à faire savoir qu'un problème existe sont les utilisateurs, qu'ils soient propriétaires ou non. Sans doute n'en ont-ils qu'une perception subjective essentiellement exprimée sous forme d'indications qualitatives. Ce n'est pourtant pas parce que la formulation n'est pas très "scientifique" qu'il faut minimiser, voire ignorer le problème soulevé. Au contraire, il convient d'établir d'entrée le dialogue avec tous les utilisateurs en organisant si possible cette démarche par l'intermédiaire d'une association. Ce type d'initiative locale est primordial dans le processus global de restauration d'un lac. Il s'agit autant de "traiter avec l'utilisateur" que de "traiter l'utilisateur", traitement grâce auquel l'utilisateur :

- sait comment fonctionne un lac et ce qu'il peut en attendre

- connaît le rôle qu'il joue dans le problème soulevé
- est à même de coopérer au choix et à la mise en oeuvre de la solution.

En fait, la difficulté qu'il y a à prendre en compte le point de vue de l'utilisateur tient à trois types de comportements irrationnels qu'il convient là aussi de traiter.

- Il veut que son lac serve à tout, pour tous, partout et en même temps. Il faut lui faire prendre conscience des problèmes de conflits d'usage et de l'impossibilité d'avoir une qualité d'eau qui les satisfasse tous. Ce peut être également l'occasion de le mettre en garde contre les risques d'une dérive d'usages peu exigeants (régulation des débits) vers des usages exigeants (baignade) pour satisfaire la mode ou la nécessité et ce, malheureusement, dans un contexte de pollution croissante.

- Il veut que la qualité de l'eau soit de loin supérieure à ce qu'elle serait en conditions naturelles, rejoignant en cela le mythe de l'oligotrophie originelle. Sans doute la technique est-elle capable de faire régresser la fertilité d'une eau en deçà de ce qu'elle serait naturellement (n'est-elle pas continuellement sollicitée par l'agriculture et l'aquaculture pour augmenter des fertilités bien au-delà du naturel?) mais à quel prix et pour quelle utilité ? Il faut donc veiller au réalisme de la qualité d'eau visée.

- Il perçoit des problèmes qui, rationnellement, n'existent pas ou n'existent plus. A la première catégorie appartiennent les tourbillons mortels, les plantes noyées, les vases aspirantes... ou, plus élaborée la notion de lacs tellement purs qu'ils sont morts. A la seconde catégorie se rattachent toutes les pollutions bien réelles, mais passées (bactériennes, mercurielles...) dont seul subsiste le souvenir.

Seules l'information et l'éducation peuvent venir à bout de ce type de difficultés qui, bien souvent, n'est pas étrangère à la désaffection d'un public potentiel pour une activité de loisir aquatique, surtout s'il y a une piscine dans les environs. Malgré, ou à cause de, ces difficultés, c'est aux utilisateurs, quel que soit leur degré d'organisation, qu'il appartient :

- de se mettre clairement d'accord sur la réalité, la nature et l'étendue du problème et, par voie de conséquence, sur la façon dont ils peuvent être en mesure d'apprécier l'amélioration escomptée
- de s'assurer que l'analyse des causes du problème ainsi que la recherche et l'application de la solution sont aux mains d'experts compétents.

Autrement dit, ce n'est pas à l'expert de dire ce qui ne va pas, même si son rôle est d'aider l'utilisateur à formuler l'énoncé du problème, après l'avoir informé objectivement, et c'est à l'utilisateur de maîtriser l'expertise. Laisser à un non-utilisateur non-expert (scientifique, prestataire de service, élu, service administratif...) le soin de définir le problème qu'il entrevoit pour appliquer sa solution est de nature sans aucun doute à améliorer son propre statut mais pas forcément celui du lac.

Pour aider à bien définir le problème il est utile de mener une enquête préliminaire et de faire remplir un questionnaire adapté à la situation. S'il s'agit, par exemple, d'un lac à vocation récréative on peut demander au public s'il y vient souvent, quelle distance il parcourt pour s'y rendre, quelle(s) activité(s) il y pratique, s'il est d'accord pour qu'on le restaure et, si oui, s'il est d'accord pour que seule sa commune règle l'addition ou s'il estime que l'opération est à la charge de la région ou de l'Etat. Ces derniers points de l'enquête, même s'ils ne participent pas directement à la définition du problème, ne doivent pas être négligés car ils appartiennent au contexte de l'opération qu'est la marge de manoeuvre permise par l'environnement financier, humain et politique. En effet une opération de restauration coûte de

l'argent, demande de modifier des habitudes et ne se fait pas sans une forte volonté politique. Si les conditions ne sont pas favorables, le projet court à l'échec. Autant y renoncer d'entrée et faire l'économie des études. Un autre élément du contexte de l'opération sur lequel il convient de s'interroger : le passé du lac et de son bassin versant. En effet, l'écosystème lacustre n'est pas un objet statique. Il évolue sur une trajectoire et la restauration intervient en cours d'évolution. Connaître le passé aide à comprendre le présent et à maîtriser le futur, qu'il s'agisse de l'état du lac, de la façon dont il a été perçu et utilisé, de l'occupation du bassin versant, de l'évolution de la démographie et des diverses activités humaines, du développement de l'assainissement... Le contexte local, qu'il soit financier, humain, politique ou historique est bien entendu à prendre en compte dans une perspective écorégionale.

3.3. Etude du lac et de son bassin versant

Une fois mise en évidence la nature du problème et le contexte de sa solution, il convient d'en déterminer les causes dans le lac et les origines dans le bassin versant. En remontant ainsi dans le diagramme de la figure 14 on s'attache fort logiquement à traiter le mal à ses racines plutôt que pour ses symptômes. Etudier les caractéristiques du lac et des apports du bassin versant comporte deux phases d'importance et de coût différents.

Etude préliminaire

Elle a pour but de se faire une idée de la situation et même de se livrer à des calculs exploratoires en n'utilisant que les documents existants, qu'il s'agisse de publications scientifiques, de rapports ou même de notes et de relevés divers. Ce seul travail de documentation peut suffire à déterminer la meilleure solution. Ce n'est généralement pas le cas et une étude plus poussée est nécessaire.

Etude principale

Beaucoup plus lourde et plus coûteuse, elle comprend des travaux d'échantillonnage ainsi que des travaux d'analyse physico-chimique et de détermination biologique. Sans doute cette étude a-t-elle pour but de combler les lacunes grossières de l'étude préliminaire mais on ne lui demande pas d'être exhaustive, seulement d'être pertinente. Pertinence guidée par la définition précise du problème et les connaissances acquises au cours de l'étude préliminaire. Pour en améliorer le rapport "Qualité / Prix" un certain nombre de travers doivent être évités, entre autres :

- se livrer à une étude de limnologie détaillée, sans aucun intérêt par rapport au problème posé, même si elle a un intérêt pour les "locaux" qui ignorent tout de leur plan d'eau ou pour l'étudiant à qui le projet a été confié comme sujet de diplôme ;

- accumuler les données inutiles sous prétexte qu'elles résultent de l'automatisation du prélèvement, de l'analyse ou du traitement des données ;

- entreprendre des déterminations biologiques sans rapport avec le problème mais sous prétexte, d'après le spécialiste à qui est confié le travail, que les organismes qu'il étudie sont les meilleurs instruments d'aide à la décision (témoins, indicateurs, intégrateurs...), en tous cas bien meilleurs que tous les autres organismes et, bien sûr, que les trop classiques paramètres physico-chimiques ; ne pas oublier que les déterminations biologiques coûtent cher et que les informations que l'on tire du vivant sont d'autant plus difficiles à obtenir et à interpréter qu'on s'élève dans la pyramide trophique ;

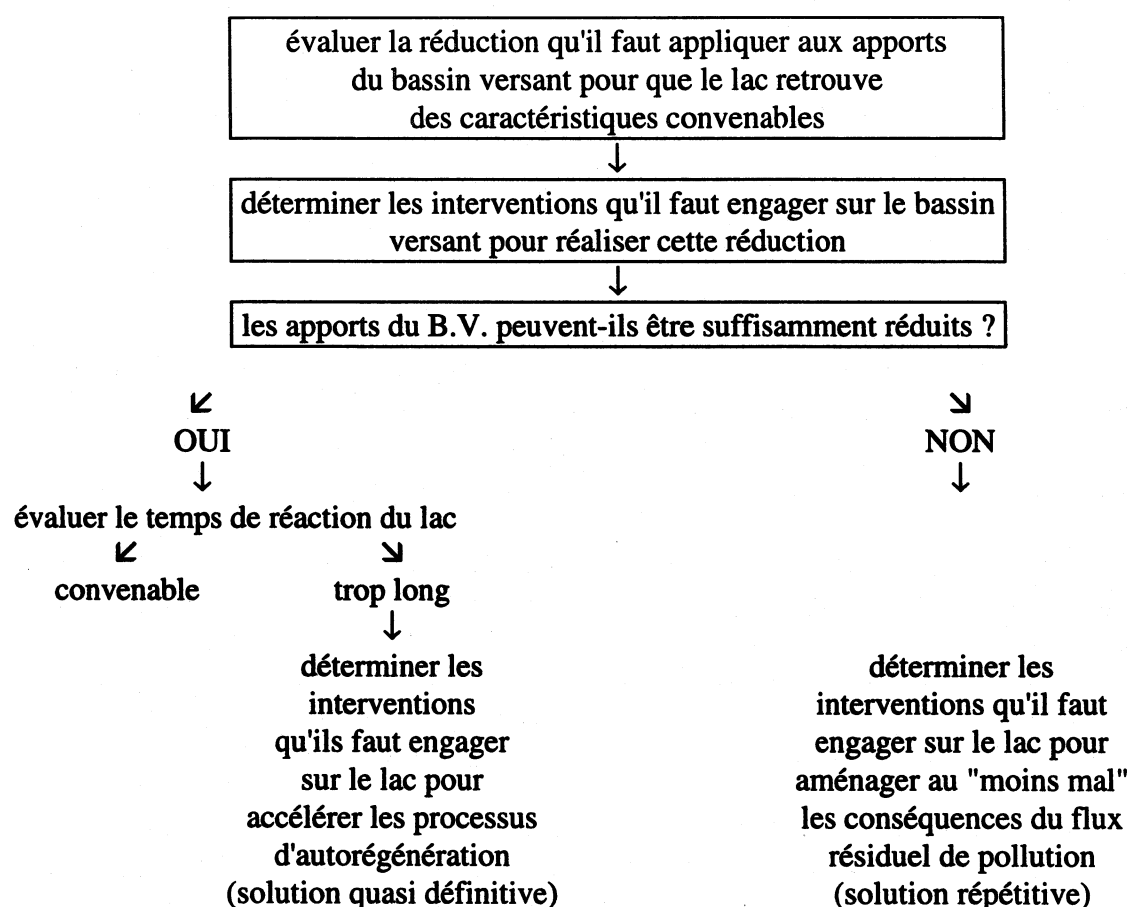
- dans le cas de la pollution par les phosphates, s'étendre outre mesure sur la détermination de l'état trophique du lac à grand renfort d'indices simples ou composés ; caractériser un lac par son état trophique n'aide en rien à le traiter ; ce peut-être simplement inutile : une eau est impropre à la baignade non pas parce qu'elle est hypereutrophe mais parce que la transparence y est inférieure à 1 m ; ce peut même être nuisible : une eau titrant $80 \mu\text{g.l}^{-1}$ de phosphore total a une vocation piscicole évidente, la déclarer hypereutrophe c'est, pour beaucoup, la condamner au plus triste sort.

S'il est important de commencer par bien définir le problème pour finalement en déterminer l'origine, ce n'est pas que pour procéder de façon logique, c'est également pour agir de façon économique. En effet, les études sont différentes de nature et de coût selon qu'il s'agit de résoudre un problème de fleur d'eau dû à un apport excessif de phosphore, un problème de comblement dû à l'érosion du bassin versant ou un problème de couleur d'eau dû à la présence de feuilles mortes. Inutile d'investir dans les uns les moyens nécessaires aux autres. Il convient d'étudier tout ce qui est nécessaire et rien que ce qui est nécessaire.

3.4. Détermination de la solution

3.4.1. Etapes du raisonnement

Une fois défini le problème et connues les caractéristiques du lac et de son bassin versant, la solution s'obtient en procédant par étapes successives :



S'il convient de traiter le bassin versant en priorité, et le mieux possible, c'est autant pour une question de bon sens que d'économie car en choisissant d'investir dans le long terme d'un traitement radical, on évite le gouffre financier que constitue la répétition de traitements symptomatiques à l'efficacité éphémère. Malheureusement, cette dernière solution, la plus mauvaise, est assez répandue car elle donne au bailleur de fonds l'illusion d'être efficace au moindre coût et à l'entreprise traitante l'assurance d'obtenir des revenus réguliers.

3.4.2. Critères de sélection des interventions

Les interventions qu'il convient d'engager, tant sur le bassin versant que sur le lac, sont sélectionnées en fonction d'un certain nombre de critères.

La pertinence. Il semble aller de soi qu'à partir du moment où une technique est proposée, c'est qu'elle est en mesure d'atteindre le but environnemental fixé. Il n'en est pas

forcément ainsi, le souci du promoteur de la technique en question pouvant être tout autre : économique, publicitaire, politique...

L'applicabilité. Une technique peut fort bien convenir et avoir été appliquée dans un contexte donné mais être totalement inapplicable dans un autre contexte. A fortiori si elle est le pur fruit de l'imagination et qu'elle n'a jamais vu l'ombre d'une application. Généralement les difficultés naissent de l'insuffisance des moyens existants face à la taille des problèmes à résoudre. Ce critère d'applicabilité est de mieux en mieux satisfait dans la mesure où les moyens techniques se développent à mesure que la demande croît.

L'efficacité. Une technique pertinente et applicable n'est pas forcément efficace en raison soit de facteurs environnementaux imprévus, voire imprévisibles, qui modifient la pertinence et l'applicabilité de la technique donc son efficacité, soit de facteurs humains qui diminuent l'efficacité théorique (mauvaise conception, mauvaise réalisation), généralement pour des (mauvaises) raisons d'économie. Ce critère d'efficacité est donc indissociable de la variabilité du résultat c'est-à-dire du critère de fiabilité.

La fiabilité. Ce critère se rapporte à la confiance que l'on peut accorder à une technique au vu de la quantité et de la qualité des informations témoignant de son efficacité. Un manque de fiabilité peut être dû à une variabilité du résultat inexplicée aussi bien qu'à un manque d'informations sérieuses, lesquelles doivent être issues d'une étude bibliographique de revues scientifiques et non de publi-reportages ou d'articles de presse locale.

La durée de vie. La durée de l'efficacité d'un traitement le caractérise comme de court terme si elle est de moins d'un an et de long terme si elle est de plus d'un an. Cette notion dépend des conditions environnementales mais aussi de la façon dont le traitement est appliqué. On a déjà évoqué comment la négligence de l'efficacité à long terme sur le bassin versant condamnait au court terme dans le lac. Il est évident que l'efficacité à long terme peut résulter de la répétition d'une pratique dont l'effet ne se fait sentir qu'à court terme.

Les effets secondaires indésirables. Toute intervention visant un composant de l'écosystème lacustre touche peu ou prou chacun des autres composants et ce de façon plus ou moins heureuse. Il est donc absolument indispensable que toute intervention soit évaluée dans une perspective globale mettant en lumière les risques d'effets secondaires indésirables par rapport aux autres composants, vivants ou non, effets à prendre en compte pour leur étendue dans le temps et dans l'espace. Cette approche véritablement "écologique" ne doit pas être confondue avec le point de vue "écologiste" qui milite par principe pour que le milieu considéré systématiquement comme naturel ne soit perturbé en aucune façon sauf, à la rigueur, par des procédés "naturels", "écologiques", "bio..." "verts". Aborder le problème de la sorte conduit au mieux à ne rien faire -et à ne rien dépenser- laissant se dégrader un milieu dont les caractéristiques n'ont de toute façon plus rien de naturel, au pire à mettre en oeuvre des procédés dont il est exclu d'envisager qu'ils puissent avoir des effets indésirables, donc à dépenser des crédits en dehors de toute rationalité.

La réversibilité. Certains procédés, notamment ceux qui font appel à l'introduction d'organismes vivants, acquièrent une autonomie telle que l'effet prend une ampleur inattendue vite indésirable alors que l'application a cessé. Il faut notamment veiller à ce qu'un procédé peu fiable soit au moins réversible.

Le coût. Frais d'équipement et frais de fonctionnement font théoriquement partie du processus de décision au même titre que les critères déjà évoqués. En fait, il est rare que plusieurs solutions présentent les mêmes avantages. De plus les fonds disponibles étant généralement restreints le choix est moins basé sur une véritable analyse coût/bénéfice qu'imposé par la réalité financière. En supposant néanmoins qu'il y ait à choisir entre plusieurs solutions à efficacité globale équivalente, l'analyse du coût doit être ramenée à une durée unitaire, l'année par exemple, en tenant compte du taux d'intérêt applicable aux sommes investies pendant la durée de vie de la solution évaluée. Autant, si ce n'est plus, que les autres critères, le coût est très attaché aux caractéristiques du lac et il faut bien se garder d'extrapoler d'un lac à un autre, à plus forte raison s'ils sont situés dans deux pays différents et si les traitements interviennent à plusieurs années d'intervalle. Convenablement calculé, le coût d'une intervention peut montrer que la solution achat/revente d'un matériel est plus intéressante que la location ou pire la prestation de service.

4. MODELISATION ET REPONSE TROPHIQUE

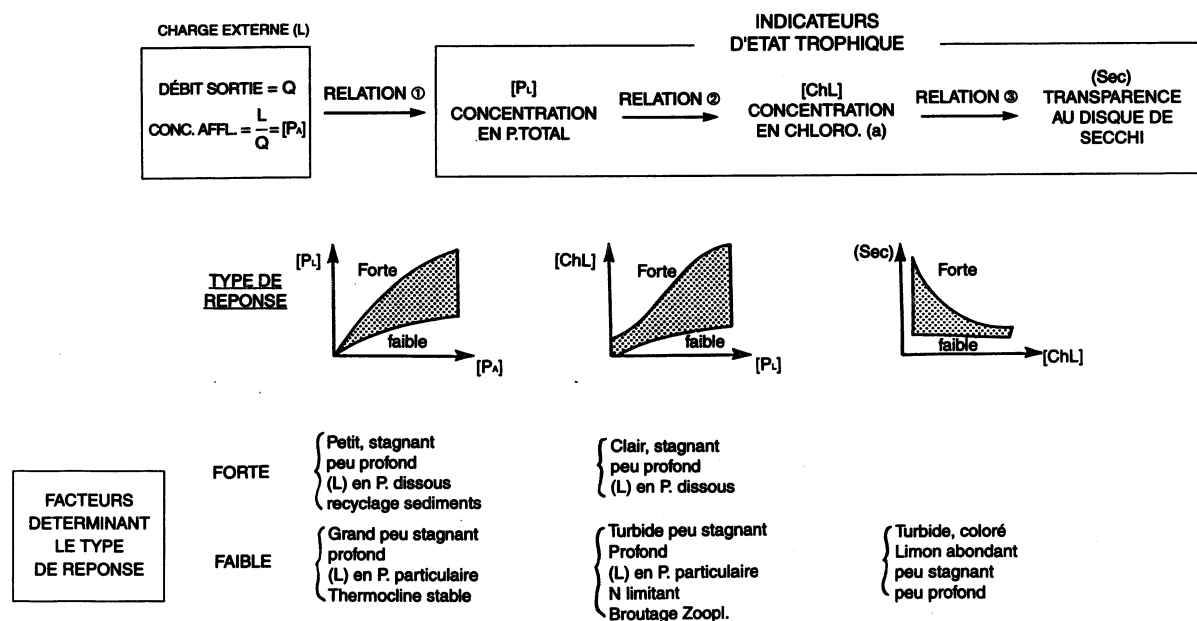
4.1. En termes quantitatifs d'indicateurs d'état trophique

4.1.1. Concepts fondamentaux

Pour savoir comment répond un lac à une modification de sa charge externe en phosphore, on peut se baser sur l'expérience acquise ou sur des travaux expérimentaux mais on peut aussi utiliser des modèles mathématiques. Ceux-ci ont surtout été développés pour traiter des problèmes liés à la présence des algues planctoniques, les concepts de base étant les suivants :

- la croissance algale est limitée par les apports de P ;
- l'augmentation ou la diminution de la charge en P augmente ou diminue les concentrations moyennes en P et en algues dans le lac ;
- la capacité d'un lac à produire des algues pour une charge donnée en phosphore est d'autant plus élevée que le volume et la profondeur diminuent et que le temps de séjour augmente.

La figure 16 illustre la chaîne causale qui relie la charge externe aux divers indicateurs d'état trophique ainsi que les types de réponse caractérisant chaque relation et les facteurs susceptibles de modifier ces réponses.



16. Chaîne causale reliant la charge externe en phosphore total (L) aux divers indicateurs d'état trophique : concentration en phosphore total dans le lac [P_t], concentration en chlorophylle (a) [Chl], et transparence mesurée au disque de Secchi (Sec). Les réponses correspondant à chaque relation varient de "faible" à "forte" en fonction des facteurs indiqués (d'après Olem et Flock, 1990).

4.1.2. Equations fondamentales

A chaque relation de la chaîne causale correspond une équation qui résulte soit d'un calcul portant sur un modèle théorique quand c'est possible, soit d'un calcul statistique portant sur un ensemble de cas observés. De nombreuses études ont été menées sur le sujet mais celle que Vollenweider a réalisée pour le compte de l'OCDE est la plus célèbre (notée VW/OCDE). Elle est basée sur l'observation de 144 lacs situés en zone tempérée et répartis dans le monde entier. Elle propose les équations suivantes ainsi que, lorsqu'il s'agit de régressions, leur représentation graphique accompagnée des intervalles de confiance à 80, 90 et 95 %.

Relation (1) entre le phosphore du lac $[P_L]$ et celui des affluents $[P_A]$

En posant

$[P_L]$ = concentration moyenne annuelle de l'eau du lac en P.tot (mg.m^{-3})

$[P_A]$ = concentration moyenne annuelle des affluents en P.tot (mg.m^{-3})

τ = temps de séjour hydraulique (an) = V/Q

V = volume du lac (10^6m^3)

Q = débit à l'exutoire ($10^6 \text{m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$)

- la résolution du modèle théorique suivant :

Le modèle théorique de VW/OCDE décrit l'équilibre massique instantané du phosphore total présent dans l'eau :

| | | | | | | |
|-------------------------|-----------|---|-----------|---|-------------------------|-----|
| Variation du stock = | entrée | - | sorties | - | sédimentation | |
| $V \cdot d[P_L] / dt =$ | $Q [P_A]$ | - | $Q [P_L]$ | - | $V [P_L] / \sqrt{\tau}$ | (2) |

en supposant :

. conc. moyenne annuelle de l'eau à l'exutoire en P.tot = conc. moyenne annuelle de l'eau du lac en P.tot = $[P_L]$.

. débit total des affluents = débit à l'exutoire = Q

. sédimentation proportionnelle au stock de phosphore présent dans la masse d'eau, (facteur de proportion. = $1/\sqrt{\tau}$)

A l'équilibre $d[P_L] / dt = 0$ d'où $(Q/V) \cdot [P_A] - (Q/V) \cdot [P_L] - [P_L] / \sqrt{\tau} = 0$ et $[P_L] = [P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ (relation 1)

Par ailleurs la solution de l'équation (2) étant $[P_L] = (1/(1 + \sqrt{\tau})) [P_A] \{1 - e^{-\frac{1+\sqrt{\tau}}{\tau} t}\} + [P_L]_0 e^{-\frac{1+\sqrt{\tau}}{\tau} t}$

où $[P_L]_0$ = conc. moyenne initiale de l'eau du lac en P.tot (mg.m^{-3}), si on pose $t = 3(\tau / (1 + \sqrt{\tau}))$, on obtient

$$[P_L] = ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau})) (1 - e^{-3}) + [P_L]_0 e^{-3} = ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau})) \cdot (95/100) + [P_L]_0 \cdot (5/100) \quad \text{d'où (3)}$$

donne l'équation

$$[P_L] = [P_A] / (1 + \sqrt{\tau}) \quad (1)$$

- l'étude statistique fournit une équation légèrement différente :

$$[P_L] = 1,55 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,82} \quad (\text{fig. 17 en annexe})$$

En d'autres termes, quelle que soit l'équation considérée

à l'équilibre, la concentration de l'eau du lac est égale à celle des affluents corrigée du facteur de sédimentation $k = 1/(1 + \sqrt{\tau})$, fonction décroissante du temps de séjour hydraulique.

En particulier : si $\tau = 9$ ans $\Rightarrow [P_L] = [P_A] / 4$

si $\tau = 1$ an $\Rightarrow [P_L] = [P_A] / 2$

si $\tau \approx 0 \Rightarrow [P_L] \approx [P_A]$, ce qui signifie que dans un lac à très faible temps de séjour, le phosphore ne sédimente pas et sa concentration dans l'eau du lac est égale à celle des affluents, à l'équilibre, bien entendu.

Par ailleurs, l'exploitation du modèle théorique indique que

95 % de la valeur de la concentration à l'équilibre sont atteints au bout d'une durée égale à 3 fois le temps de séjour hydraulique corrigé du facteur de sédimentation
 $k = 1/(1 + \sqrt{\tau})$

(3)

Relation (2) entre la chlorophylle [chl] et le phosphore du lac [P_L]

En posant

[chl] = conc. moyenne annuelle de l'eau du lac en chlorophylle (a) (mg.m⁻³)

[chl]^{max} = conc. maximale annuelle de l'eau du lac en chlorophylle (a) (mg.m⁻³)

l'étude statistique fournit les équations suivantes

$$\boxed{[chl] = 0,28 [P_L]^{0,96}} \quad (\text{fig. 18 en annexe})$$

$$\boxed{[chl]^{\max} = 0,64 [P_L]^{1,05}} \quad (\text{fig. 19 en annexe})$$

et montre par ailleurs que

$$[chl]^{\max} = 2,60 [chl]^{1,06}$$

Relation (3) entre la transparence (Sec) et la chlorophylle [chl]

En posant

(sec) = transparence moyenne annuelle mesurée au disque de Secchi (m)

l'étude statistique fournit l'équation suivante

$$\boxed{(\text{sec}) = 9,33 [chl]^{0,51}} \quad (\text{fig. 20 en annexe})$$

4.1.3. Equations annexes

L'étude propose d'autres équations entre variables éloignées, de manière à éviter les étapes intermédiaires,

- soit avec $[P_L]$

$(Sec) = 9,77 [P_L]^{-0,28}$ (fig. 21-a) qui, pondérée avec son inverse $[P_L] = f(Sec)$ donne
 $(Sec) = 35,2 [P_L]^{-0,55}$ (fig. 21-b) supposée rendre mieux compte de la relation (!)

- soit avec $[P_A]$

$[chl] = 0,37 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,79}$ (fig. 22 en annexe)

$[chl]^{max} = 0,74 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,89}$ (fig. 23 en annexe)

$(Sec) = 14,7 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{-0,39}$ (fig. 24 en annexe)

L'étude propose également des équations pour calculer la production primaire annuelle PP (g C/m².an) et le déficit hypolimnique en oxygène dissous ΔO_2 (g/m².j)

$PP = 22,9 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,60}$

$PP = 31,1 [P_L]^{0,54}$

$PP = 56,6 [chl]^{0,61}$

$\Delta O_2 = 0,1 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,55}$

4.1.4. Evaluation de $[P_A]$

La concentration moyenne des affluents $[P_A]$ est à l'origine de la chaîne des divers indicateurs d'état trophique, d'où l'intérêt de la calculer aussi précisément que possible.

$$[P_A] = L/Q$$

où L = charge externe en P total (10^6 mg.an^{-1})

Q = débit total des affluents = débit à l'exutoire ($10^6 \text{ m}^3 \text{ .an}^{-1}$)

On calcule (L) en faisant la somme de tous les apports externes, de quelque origine qu'ils soient : tributaires de surface, déversements directs d'effluents, précipitations sèches et humides, ruissellement des berges, nappes phréatiques, fosses septiques, faune migratrice (oiseaux... baigneurs) etc... Les méthodes de quantification dépendent du type d'apport :

- les méthodes directes consistent d'une part à collecter et à analyser les précipitations et d'autre part à mesurer les débits et les concentrations des effluents et des affluents,

- les méthodes indirectes s'appuient sur les données de la littérature qui fournissent les quantités excrétées par habitant ou par tête de bétail aussi bien que les quantités exportées par unité de surface de sol en fonction de son mode d'occupation.

Les méthodes indirectes sont moins coûteuses mais moins fiables que les méthodes directes. Elles sont utilisées soit à titre préliminaire, et définitif si elles sont suffisantes, soit quand les méthodes directes sont inutilisables ou trop coûteuses, soit encore pour en vérifier les résultats. Quoiqu'il en soit, c'est en évaluant convenablement (L) et ses composants qu'on peut décider non seulement du taux d'abattement global qu'il convient de réaliser sur la charge externe pour atteindre l'objectif fixé mais aussi de la meilleure façon de répartir les interventions pour obtenir le meilleur rapport qualité/prix.]

4.1.5. Mode d'emploi

Les équations reliant les divers indicateurs d'état trophique sont utilisées à des fins de diagnostic aussi bien que de pronostic.

- Diagnostic

Soit pour estimer la valeur la plus probable d'une variable inconnue à partir d'une variable connue.

Soit pour juger de la "normalité" du comportement d'un lac. Un point représentatif situé à l'intérieur de l'intervalle de confiance de 80 % est considéré comme acceptable. S'il se situe à l'extérieur des 95%, ou bien les données sont fausses, ou bien le lac représente un cas particulier étranger au modèle.

- Pronostic

Pour prédire la réponse d'un lac à la variation de sa charge externe ainsi que la marge de confiance qu'il convient de lui accorder. Celle-ci est encadrée d'une part par la droite de régression des valeurs moyennes (attitude optimiste) et d'autre part par la courbe supérieure de l'intervalle de confiance à 80 % (attitude pessimiste).

4.2. En termes qualitatifs de catégorie trophique

Les indicateurs d'état trophique précédemment décrits servent à délimiter les cinq catégories trophiques (ultraoligo - oligo - meso - eu -, hypereutrophie) utilisées par les limnologues pour classer les lacs. Les séparations entre catégories s'appuient soit sur des valeurs limites déterminées, soit sur une distribution de probabilités.

4.2.1. Valeurs limites déterminées

| Catégorie trophique | [P _L] mg.m ⁻³ | [Chl] mg.m ⁻³ | [Chl] ^{max} mg.m ⁻³ | (Sec) m | (Sec) ^{min} m |
|---------------------|---|-----------------------------|--|------------|---------------------------|
| Ultra-oligotrophie | ≤ 4,0 | ≤ 1,0 | ≤ 2,5 | ≥ 12,0 | ≥ 6,0 |
| Oligotrophie | ≤ 10,0 | ≤ 2,5 | ≤ 8,0 | ≥ 6,0 | ≥ 3,0 |
| Mésotrophie | 10-35 | 2,5-8 | 8-25 | 6-3 | 3-1,5 |
| Eutrophie | 35-100 | 8-25 | 25-75 | 3-1,5 | 1,5-0,7 |
| Hypereutrophie | ≥ 100 | ≥ 25 | ≥ 75 | ≤ 1,5 | ≤ 0,7 |

Tableau 2 - Classification à valeurs limites déterminées (OCDE, 1982).

Très simple d'utilisation ce type de classification présente l'inconvénient d'être très rigide et de laisser la place à un certain arbitraire dans le traitement des cas limites surtout quand celui-ci ne prend en compte qu'un ou deux paramètres.

4.2.2. Distribution de probabilités

Cette classification utilise indifféremment les valeurs de $[P_L]$ (Fig. 25a), $[Chl]$ (Fig. 25b), $[Chl]^{max}$ (Fig. 25c) et de (Sec) (Fig. 25d). Elle a pour mérite de tenir compte de l'incertitude qui résulte pour une part du caractère incertain des données et pour l'autre part du caractère subjectif du jugement des scientifiques consultés pour établir le classement. En termes de diagnostic, deux lacs à caractéristiques numériques identiques, lesquelles ne font qu'aider à formuler une appréciation qualitative, peuvent fort bien appartenir à 2 catégories distinctes, mais voisines. En termes de pronostic, la réponse d'un lac est prédite en pourcentage de chance d'appartenir à chacune des 5 catégories et le résultat d'une modification de la charge externe s'estime au "glissement" qu'elle provoque dans la répartition de ce pourcentage de chance.

4.3. Graphiques de synthèse

4.3.1. Reliant la distribution probable des différentes catégories trophiques à $[P_A]/(1+\sqrt{\tau})$

Obtenu en juxtaposant les figures 17 et 25-a, le graphique de la figure 26 permet de définir la catégorie trophique à la fois selon le mode probabiliste et selon le point de vue optimiste/pessimiste à partir de $[P_A]/(1+\sqrt{\tau})$. Des graphiques équivalents peuvent être établis à partir des autres indicateurs d'état trophique.

4.3.2. Reliant $[P_A]$ et τ aux différentes catégories trophiques et aux principaux indicateurs d'état trophique $[P_L]$ et $[chl]$.

A partir de $[P_A]$ et de τ , le graphique de la figure 27 donne $[P_L]$, $[chl]$ et la catégorie trophique. Afin d'adopter un point de vue pessimiste qui convient au mode "pronostic" propre à la gestion, les limites des catégories trophiques (2,5-8-25-80 $mg.m^{-3}$ de phosphore) correspondent sensiblement aux valeurs médianes des distributions de probabilité de la figure 25-a. En mode "diagnostic" les limites seraient celles des distributions de probabilité, à savoir : 4-15-50-105 $mg.m^{-3}$ de phosphore.

4.4. Précautions et conditions d'utilisation

4.4.1. Des modèles en général

Bien souvent mis au point par des scientifiques pour organiser leur savoir, un modèle ne vise pas forcément à être utile au gestionnaire. S'il l'est, cette heureuse retombée ne doit pas faire oublier que l'excellence d'un modèle ne peut en aucun cas compenser la médiocrité des matériaux bruts qui l'alimentent, ni celle de celui qui s'en sert. C'est avec la plus extrême prudence qu'il convient d'utiliser un modèle pour ses qualités de précision et ses aptitudes à la prédiction, propriétés dont les performances ne sauraient être améliorées par les seules propriétés opérationnelles du calcul. Autrement dit :

- la prédiction d'un modèle ne doit pas être prise comme un événement futur certain mais comme le résultat d'un calcul exploratoire d'autant moins fiable que l'exploration s'éloigne du domaine pour lequel le modèle a été conçu ;

- la précision d'un modèle ne se juge pas au nombre de chiffres mathématiquement significatifs qu'il aligne sur son résultat ; elle est (très vite) limitée par l'aptitude qu'a le modèle à mimer le comportement réel du phénomène étudié et par celle qu'ont les données recueillies à représenter le véritable état des lieux.

4.4.2. De l'équation (1) : $[P_L] = [P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$

En plus des suppositions faites pour établir et résoudre l'équation (2) du modèle théorique, un certain nombre de conditions doivent être réalisées qui limitent d'autant le domaine d'application du modèle.

- Le lac est un réacteur homogène : en tous points du lac et de son exutoire les caractéristiques de l'eau sont identiques ; cette condition exclut tout lac un tant soit peu stratifié de même que ceux qui présentent une hétérogénéité horizontale (baies individualisées) voire longitudinale (lacs de barrage).

- Le système lacustre est à l'équilibre : le plan d'eau est dans un état stable en équilibre avec la charge externe, le temps de séjour et la sédimentation étant eux-mêmes constants dans le temps ; cette condition exclut les plans d'eau dont le temps de séjour est très variable, par nature ou par vocation (régulation des débits, production hydroélectrique...) de même que les plans d'eau en cours de pollution ou de dépollution.

- La cuvette lacustre est ouverte : l'existence d'un exutoire mesurable permet de calculer un temps de séjour fini ; cette condition exclut les lacs à cuvette fermée dont l'hydraulique est déterminée par des échanges souterrains, atmosphériques ou les deux.

- Le phosphore est facteur limitant ; cette condition exclut les lacs où le facteur limitant est l'azote voire la lumière, c'est-à-dire ceux qui sont particulièrement pollués par le phosphore.

- Le sédiment est un piège à phosphore : il n'y a pas de charge interne ; cette condition exclut les lacs peu profonds exposés aux vents de même que les lacs ayant subi une forte et durable pollution phosphatée. Pour ces derniers la charge interne peut très largement dépasser la charge externe quand celle-ci a été traitée et que le lac est en voie de restauration.

- Le temps de séjour hydraulique ne peut être inférieur au pas de temps du modèle c'est-à-dire 1 an ; cette condition exclut les lacs à faible temps de séjour pour lesquels le modèle donne un $[P_L]$ tendant à se rapprocher de $[P_A]$, ce qui est logique.

Ces considérations ne concernent que le modèle (2) et sa solution (1), l'étude statistique ayant englobé des lacs frappés d'exclusion selon ces critères, comme on pourra le constater au paragraphe suivant.

4.4.3. Des diverses régressions

Les régressions proposées par le modèle sont limitées dans leur utilisation par le domaine d'observation pour lequel elles ont été établies. Pour les principales variables ce domaine figure au tableau 3.

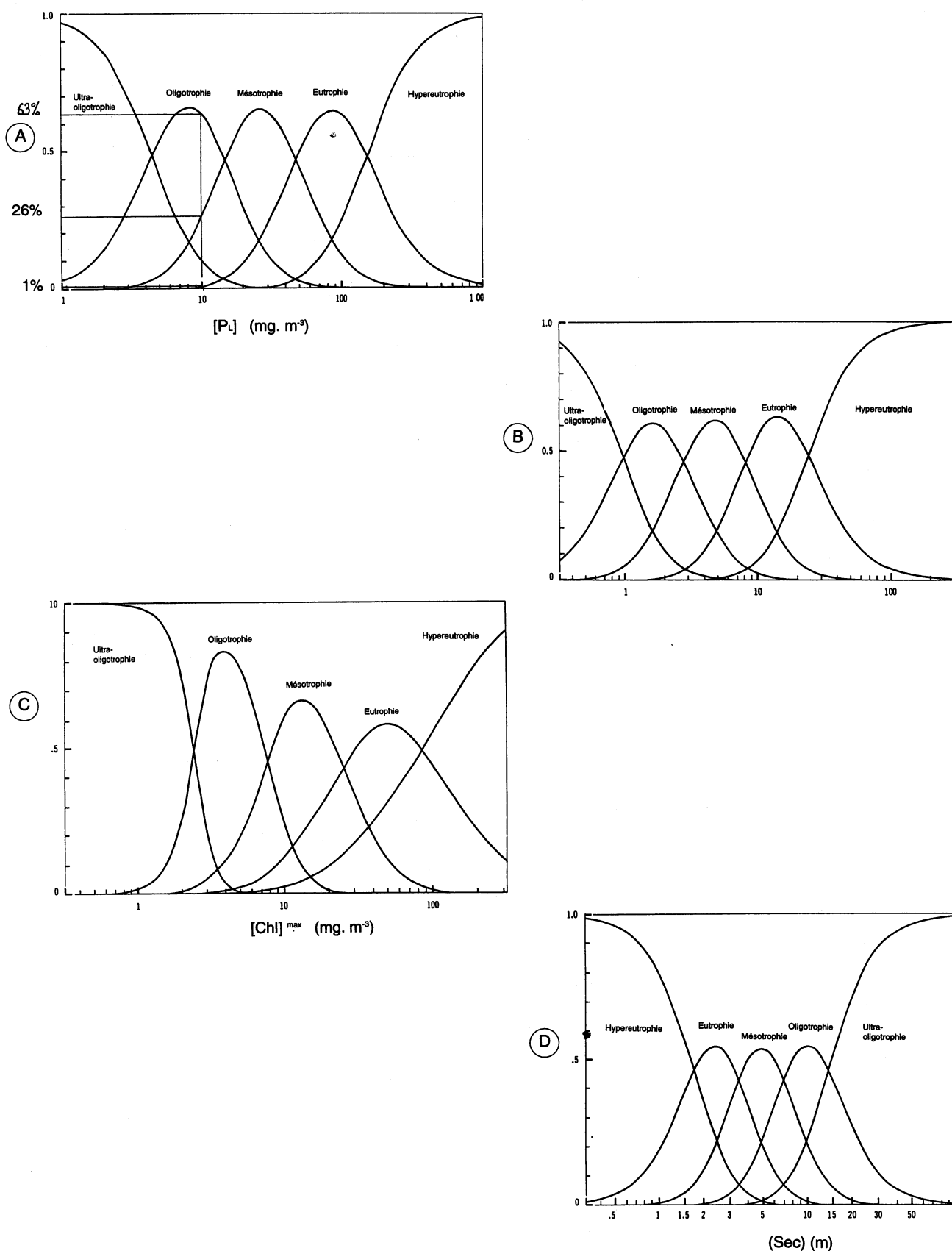


Fig. 25. a) Distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de $[P_t]$. Exemple: un lac dont la concentration en phosphore total est de 10 mg.m^{-3} à 10 % de chances d'être ultraoligotrophe, 63 % d'être oligotrophe, 26 % d'être mésotrophe, 1 % d'être eutrophe et 0 % d'être hypereutrophe (total = 100 %).
 b) Distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de $[Chl]^{max}$.
 c) Distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de (Sec).
 d) Distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de (Sec). (OCDE, 1982).

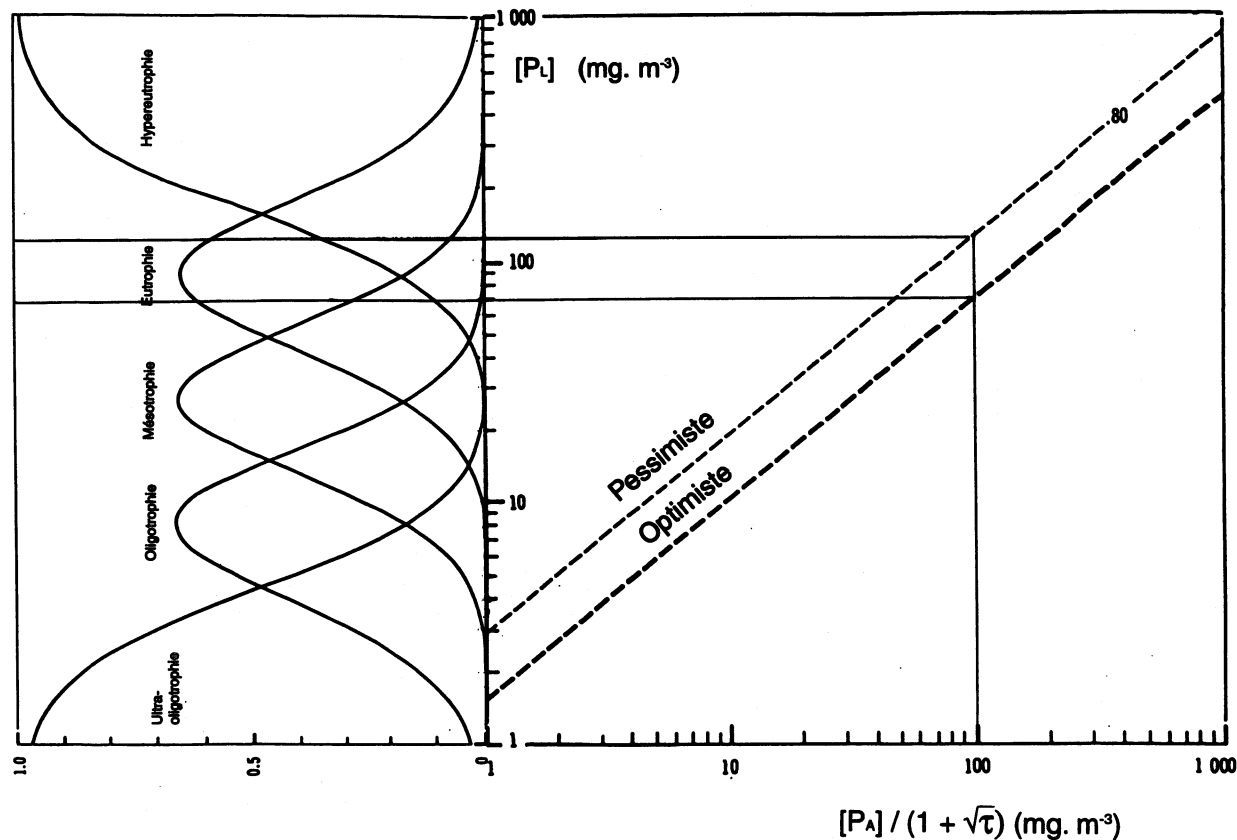


Fig. 26. Distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de $[P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ selon le mode. Mode "diagnostic" : point de vue optimiste utilisant la droite de régression. Mode "pronostic" : point de vue pessimiste utilisant l'intervalle de confiance au niveau 80 % (d'après OCDE, 1982).

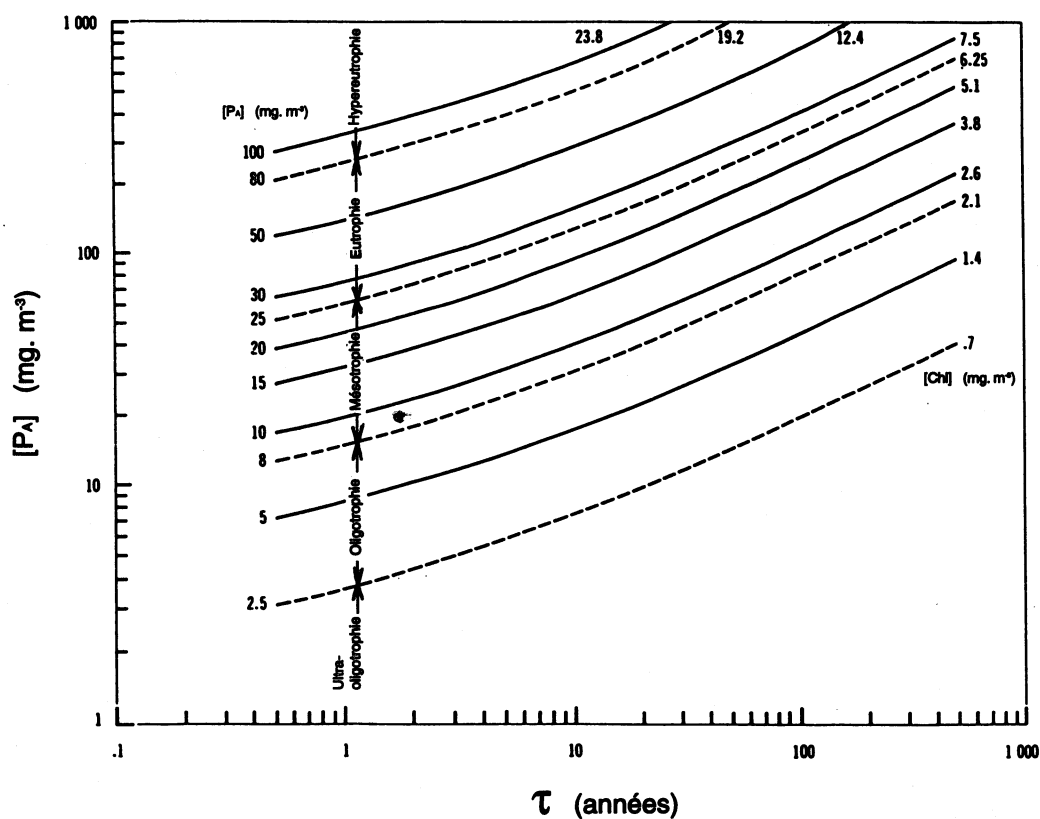


Fig. 27. Valeurs de $[P_A]$, de $[Chl]$ et catégories trophiques (mode "pronostic" pessimiste) en fonction de $[P_A]$ et de τ (OCDE, 1982).

| Variable | Unité | Minimum | Moyenne | Maximum |
|--|-------------------|---------|---------|---------|
| Surface du lac | km ² | 0,025 | 6,6 | 58.000 |
| Profondeur moyenne | m | 1,7 | 14,3 | 313 |
| Temps de séjour hydraulique | an | 0,016 | 1,2 | 700 |
| Conc. moy. ann. en P total | mg/m ³ | 3,00 | 47,1 | 750 |
| Conc. moy. ann. des affluents en P total | mg/m ³ | 4,7 | 112,2 | 1425 |
| Conc. moy. ann. en chlorophylle | mg/m ³ | 0,3 | 8,4 | 89 |
| Conc. max. ann. en chlorophylle | mg/m ³ | 2,0 | 22,8 | 275 |
| Moyenne annuelle de la transparence | m | 0,8 | 3,3 | 28,3 |

Tableau 3 - Moyennes géométriques et valeurs extrêmes des principales variables utilisées pour établir les régressions (OCDE, 1982).

4.4.4. Considérations complémentaires

L'utilisation du modèle demande d'avoir présent à l'esprit un certain nombre de considérations complémentaires qui, pour beaucoup, relèvent du simple bon sens.

- "P total" est un objet virtuel, mathématique, dont la biodisponibilité réelle est extrêmement variable en fonction de sa composition et de son origine. Le P_{tot} issu d'un barrage amont ou d'une station d'épuration est beaucoup plus biodisponible que celui qui résulte de l'érosion d'un bassin versant glaciaire. A la limite, le phosphore très peu biodisponible (P apatitique) ne doit pas être pris en compte.

- Macrophytes et algues filamenteuses ne sont pas pris en compte dans l'évaluation de [P_L] ni de [chl] ce qui, si on n'y prend garde, peut conduire à de très graves erreurs d'appréciation de l'état trophique, ou, pire, sur la responsabilité du phosphore dans la prolifération végétale.

- En aidant à transférer le phosphore des sédiments vers l'eau, les macrophytes, les poissons et les invertébrés benthiques participent à la charge interne.

- La réponse biologique, en termes de chlorophylle *a*, à une concentration en phosphore dépend de la composition du réseau trophique. A commencer par celle de la population algale, l'efficacité d'utilisation et la vitesse de sédimentation du phosphore étant variables d'une espèce à l'autre. Il en résulte qu'en modifiant la composition phytoplanctonique, une modification de la charge externe est en mesure de modifier la vitesse de sédimentation et l'efficacité d'utilisation du phosphore puis le reste du réseau trophique, si bien que la réponse biologique observée à court terme peut notablement différer de celle de l'équilibre prévu à long terme.

- Si le volume d'eau est important, si la morphométrie est complexe, la seule mesure des concentrations à la verticale du point le plus profond (pratique courante) n'est pas représentative de l'ensemble du lac. Et ce qui aura été prévu comme devant arriver au point dit représentatif du lac a toutes les chances d'être perçu fort différemment en d'autres points, plus littoraux par exemple.

- Une augmentation du temps de séjour hydraulique a deux effets opposés sur la production algale : d'une part elle l'accroît en offrant plus de temps aux cellules pour se nourrir et se multiplier, d'autre part elle la réduit en diminuant la concentration en phosphore mis à la disposition des algues. En fait, les deux phénomènes en cause, multiplication cellulaire et sédimentation du phosphore, se produisent à deux échelles de temps différentes, la journée pour le premier, l'année pour le second.

4.4.5. Utilité finale du modèle de VW/OCDE

L'énumération de toutes ces restrictions et considérations diverses laissent finalement à penser

- que le modèle de VW/OCDE ne s'applique qu'à un nombre très restreint de plans d'eau, en tout cas pas à ceux qui ont atteint un état de dégradation avancée avec cyanobactéries et charge interne à la clef, justement ceux qui requièrent tout particulièrement l'attention des gestionnaires ;
- qu'en réduisant la charge externe on a peu de chances d'obtenir la réponse trophique prévue par le modèle.

En fait, le modèle de VW/OCDE a pour mérite de ramener à leur juste proportion les rapports de cause à effet entre charge externe et état du lac, illustrant du même coup combien il est difficile de restaurer un état originel. Là où une inconsciente pression de pollution n'a guère eu de difficulté à multiplier par 10 les apports, faisant progresser l'état trophique de 2 catégories (oligo → eu), un intense effort de dépollution aura toutes les peines à les diviser par 3, ce qui ne fera régresser l'état que d'une catégorie (eu → méso). Par ailleurs, le modèle de VW/OCDE fournit des prévisions quantitatives dont la précision est à la hauteur de celle des données à condition toutefois

- de l'appliquer à des lacs présentant des caractéristiques comprises dans le domaine (vaste) de variation de l'ensemble des données ayant permis de l'établir ;
- de ne pas oublier d'indiquer les intervalles de confiance attachés à chaque résultat ;
- de ne pas chercher par l'artifice du calcul à être plus "mathématiquement précis" que ne le permet la résolution graphique proposée par le modèle.

4.5. Application du modèle

Très largement utilisé, le modèle a été mis à l'épreuve sur de nombreux cas pour ses capacités prédictives. Une étude systématique de 18 lacs européens dont la charge externe a été diminuée a permis de tirer un certain nombre d'enseignements pratiques.

Il convient avant tout de distinguer les lacs peu profonds des lacs profonds et pour ces derniers ceux qui sont calmes de ceux qui sont turbulents :

- lacs peu profonds : $Ah/Ao > 0,5$ $Ah =$ superficie de la base de l'épilimnion
 $Ao =$ superficie du lac
- lacs profonds : $Ah / Ao < 0,5$
 - . calmes : $\Delta\theta / \Delta Z > 1^\circ\text{C.m}^{-1}$
 - . turbulents : $\Delta\theta / \Delta Z < 1^\circ\text{C.m}^{-1}$

($\Delta\theta / \Delta Z =$ gradient de température dans le métalimnion)

4.5.1. Amélioration chimique (P total dans le lac)

La diminution de $[P_L]$ consécutive à celle de $[P_A]$ conduit à un état d'équilibre après une phase de transition.

- **Phase de transition.** Cette phase est différente selon la profondeur du lac.

* **Lacs peu profonds.** Une concentration moyenne de phosphore total dans les 15 premiers centimètres de sédiments supérieure à 1 ‰ (en poids sec) provoque un relargage annuel net pouvant durer jusqu'à 5 ans après la réduction de la charge externe. C'est plus la spéciation du phosphore qui est en cause que sa quantité ou même que l'état d'oxydation du sédiment. La diminution de l'intensité du relargage annuel net s'accompagne d'une diminution du relargage estival ce qui se traduit par une diminution de la croissance algale.

* **Lacs profonds.** A charge externe en phosphore équivalente les lacs profonds (bassin versant de montagne, forte charge hydraulique) reçoivent plus de particules d'érosion que les lacs peu profonds si bien que la concentration en P dans les 15 premiers centimètres de sédiments est inférieure à 1 ‰ (en poids sec). Comme, par ailleurs, leur interface eau/sédiment est beaucoup moins perturbé, la charge interne estivale ne se traduit jamais par un relargage net sur une base annuelle.

95 % de la valeur de la concentration à l'équilibre sont atteints au bout d'une durée (t_{95}) égale à 3 fois le temps de séjour hydraulique corrigé d'un facteur $k^*=1/(\beta+\sigma\tau)$:

$$t_{95} = 3 (\tau / (\beta + \sigma \tau))$$

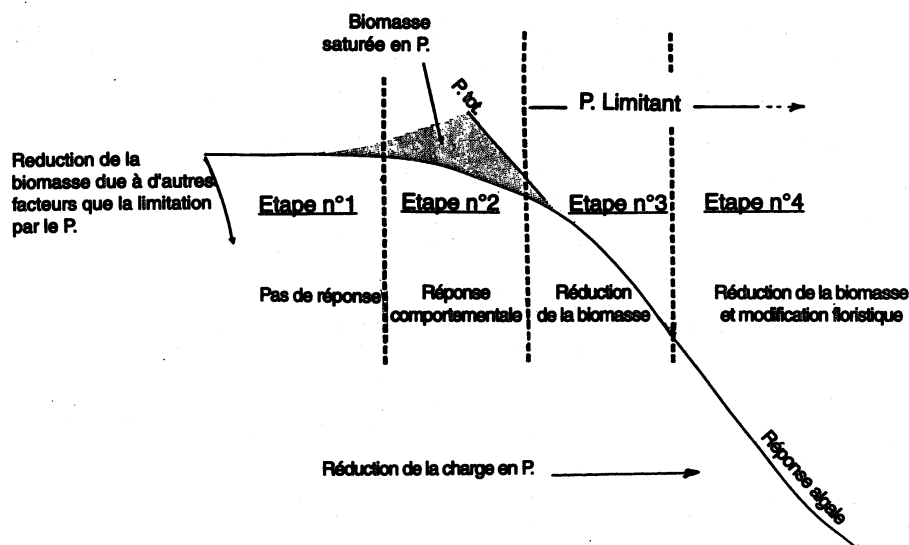
où β = facteur de stratification du P tot = Conc. du P tot à l'exutoire / $[P_L]$

σ = vitesse de sédimentation apparente = quantité de P stocké dans les sédiments en un an / quantité de P présente dans le lac

- **Etat d'équilibre.** $[P_L]_{\text{après}} / [P_L]_{\text{avant}} = ([P_A]_{\text{après}} / [P_A]_{\text{avant}})^{0,65}$. L'exposant (0,65) inférieur à celui du modèle de VW/OCDE, (0, 82), s'explique par le fait que l'étude porte sur des états de pseudo-équilibre où les sédiments n'ont pas encore retrouvé tout leur potentiel de rétention.

4.5.2. Amélioration biologique (phytoplancton dans le lac)

Le scénario complet de l'amélioration biologique résultant de la diminution de $[P_L]$ comporte 4 étapes (fig. 28).



Etape n° 1 (pas de réaction) : $[P_L]$ étant très élevée, la production algale est limitée par un facteur autre que le phosphore (azote, lumière) ; la réduction de $[P_L]$ n'a d'effet sur cette production algale que si le phosphore devient limitant, c'est-à-dire que si $[P - PO_4] < 10 \mu\text{g.l}^{-1}$ en moyenne pendant la période et dans la zone de production.

Etape n° 2 (réaction comportementale) : dans les lacs profonds et calmes, les algues mobiles (volvocales, dinophycées, chrysomonades) ou flottantes (cyanobactéries) s'enfoncent dans la colonne d'eau vers des couches plus riches en phosphore ; la transparence augmente mais la biomasse par unité de surface ne varie guère ; dans les lacs peu profonds cette possibilité n'existe pas et on passe directement à l'étape suivante.

Etape n° 3 (réaction quantitative) : une nouvelle chute de $[P_L]$ entraîne une diminution de la biomasse algale si bien qu'en associant les étapes n° 2 et n° 3 on a $[\text{Chl.}]_{\text{après}} / [\text{Chl.}]_{\text{avant}} = ([P_L]_{\text{après}} / [P_L]_{\text{avant}})^1$ tous lacs confondus, l'exposant égal à l'unité signifiant que l'intensité de la réponse algale (en termes de chlorophylle) est identique à celle de la baisse de $[P_L]$, plus faible (0,6) pour les lacs profonds que pour les lacs peu profonds (1,4).

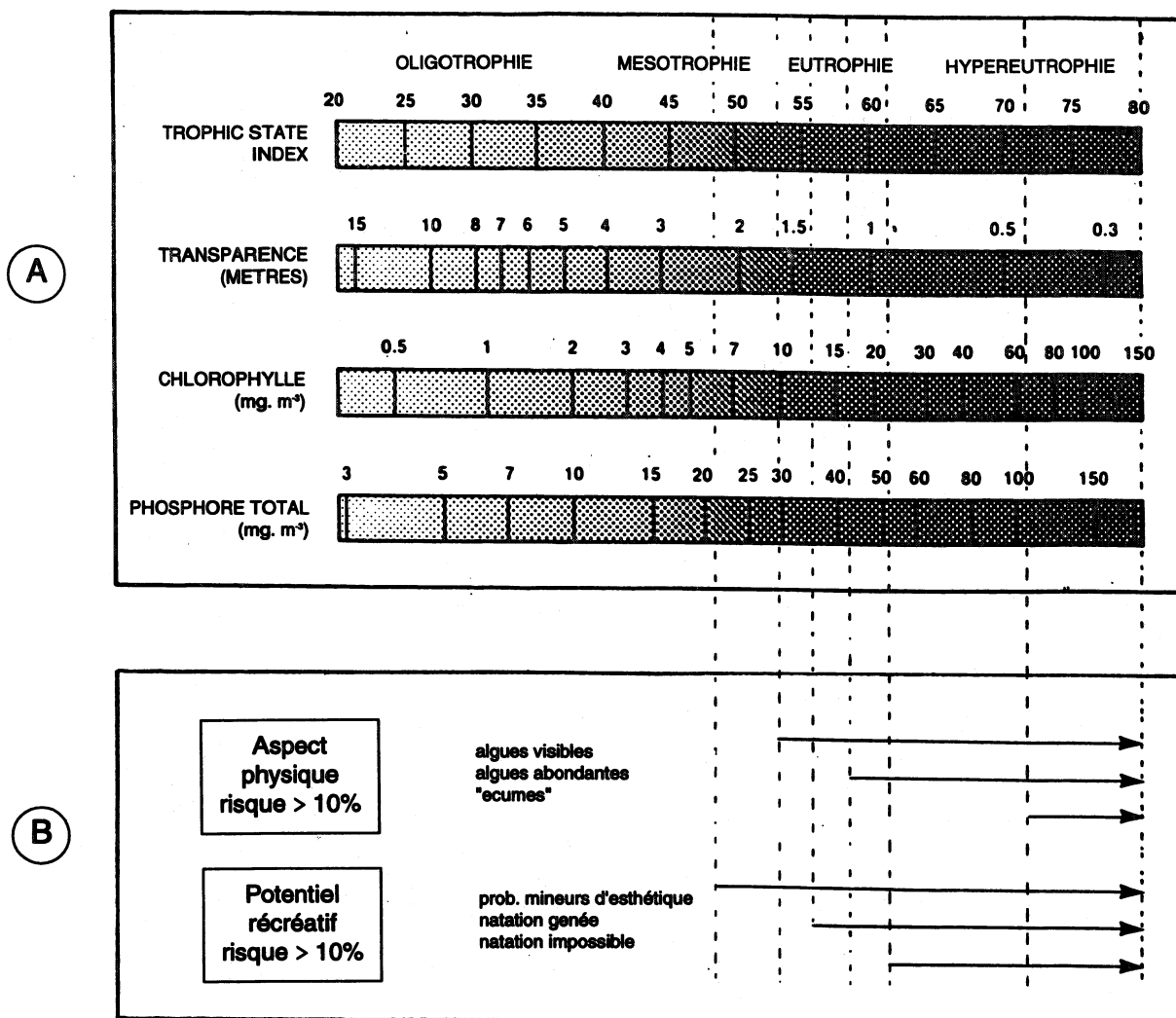
Etape n° 4 (réaction qualitative) : une nouvelle chute de $[P_L]$ provoque une modification de la composition du phytoplancton ; moyennant une certaine hysteresis, la domination par les cyanobactéries est réversible, réversibilité qui dépend du type de lac et des espèces algales ; pour que les oscillaires disparaissent il faut que $[P_L]$ tombe en dessous de :

- 10 à 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans les lacs profonds et suffisamment calmes pour que se soient installées des oscillaires "stratifiables" (*O. rubescens* en Europe et *O. agardhii* var. *isothrix* en Scandinavie) qui réagissent à la baisse de $[P_L]$ en s'enfonçant vers le métalimnion ;

- 50 à 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans les lacs peu profonds ou profonds mais turbulents ou ne peuvent s'installer que des cyanobactéries non "stratifiables" dont *O. agardhii* et *O. redeckei*. Les conditions étant encore passablement fertiles il y a un gros risque de voir apparaître d'autres cyanobactéries (*microcystis*, *aphanizomenon*, *anabaena*) qui, capables de produire plus d'écumes en surface que les oscillaires, n'améliorent guère l'aspect visuel, au contraire.

4.6. Modélisation et utilisations du plan d'eau

Pour le gestionnaire, déterminer la catégorie trophique d'un lac, qu'elle soit présente ou à venir, est d'un intérêt limité. Il lui est déjà plus utile de pouvoir l'exprimer par rapport à un paramètre perceptible par le public, comme la transparence, surtout si cette expression est chiffrée sur une échelle de valeurs. C'est ce qu'offre le TSI (=Trophic State Index) de Carlson dont la valeur diminue de 10 unités à chaque doublement de la transparence et qui associe à cette évaluation la chlorophylle *a* et le phosphore total (fig. 29a).



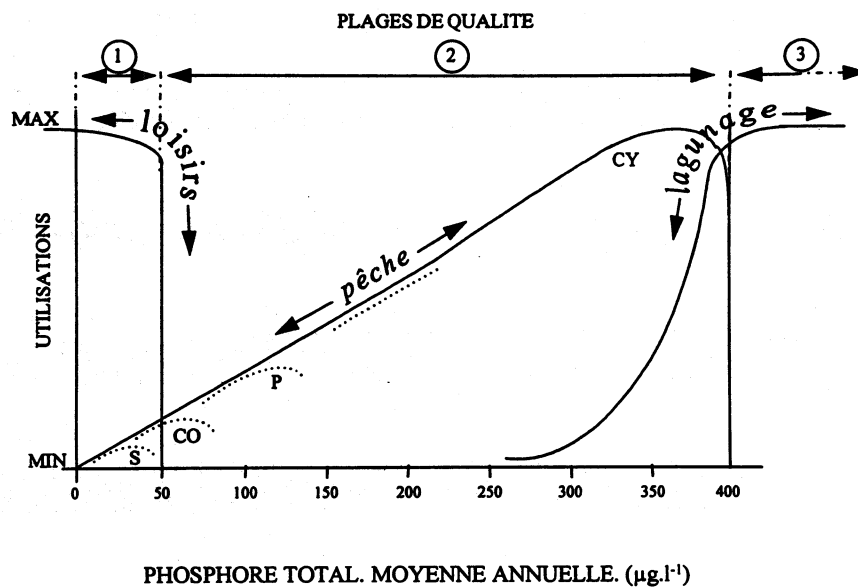
29. a) Trophic State Index (TSI) de Carlson et paramètres associés.

b) Etat trophique et détérioration des usages selon Heiskary et Walker (d'après Olem et Flock, 1990).

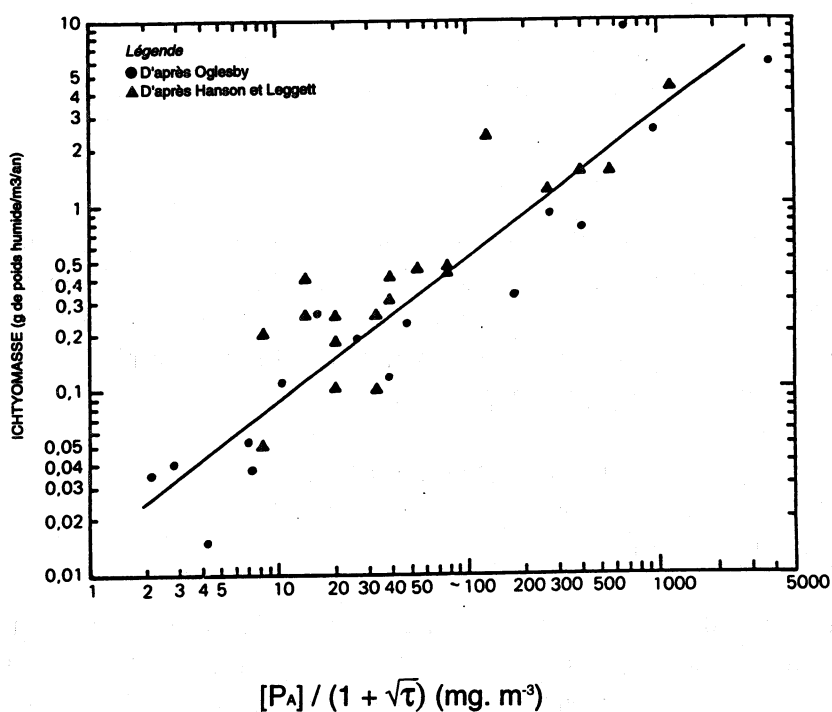
Mais le véritable intérêt pour le gestionnaire réside dans la possibilité de lier la variable de contrôle, le phosphore, à des possibilités d'utilisations par l'intermédiaire plus ou moins explicite de variables d'état comme le proposait déjà le modèle de VW/OCDE avec la transparence ou le déficit hypolimnique en oxygène. Un certain nombre de propositions ont été faites dans ce sens notamment pour exprimer :

- des critères d'esthétique et de récréation (Fig. 29-b)
- des intensités d'utilisation loisir / pêche / lagunage (Fig. 30)
- une production de poisson (Fig. 31)

Ces tentatives, malgré toutes leurs imperfections, ont essentiellement pour mérite d'aller au-delà des célèbres limites du "permis" et du "dangereux" établies par Vollenweider à 10 et 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de phosphore, valeurs dont l'extrême rigueur a généralement pour effet de décourager le gestionnaire.



30. Concentrations en phosphore et possibilité d'utilisation. Les utilisateurs perçoivent la dégradation d'un plan d'eau comme une évolution à seuils. Un premier seuil correspond à l'apparition d'au moins une fleur d'eau importante dans l'année. Il sépare une première plage de qualité (1) qui autorise les loisirs aquatiques de contact, la pêche en quantité limitée d'un poisson de qualité ainsi que la potabilisation de l'eau aux moindres frais, d'une seconde plage (2) où ne subsiste plus que la pêche en abondance croissante d'un poisson de qualité décroissante. La disparition totale du poisson, faute d'oxygène, marque le deuxième seuil à partir duquel le plan d'eau ne peut plus guère servir qu'à épurer les effluents (3). Les valeurs de seuil sont des ordres de grandeur susceptibles de varier en fonction des caractéristiques du plan d'eau. S = Salmonidés ; P = Percidés ; Co = Corégones ; Cy = Cyprinidés. (Barroin, 1989).



31. Relation entre la production de poisson et $[P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ (d'après Jones et Lee, 1986).

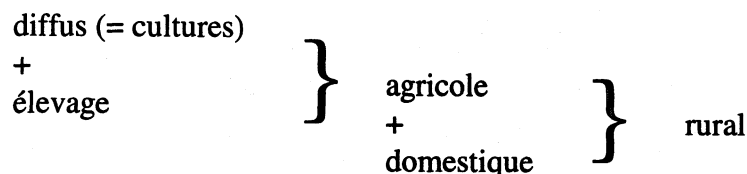
5. INTERVENTIONS SUR LE BASSIN VERSANT

5.1. Sources ponctuelles, sources non ponctuelles, sources diffuses

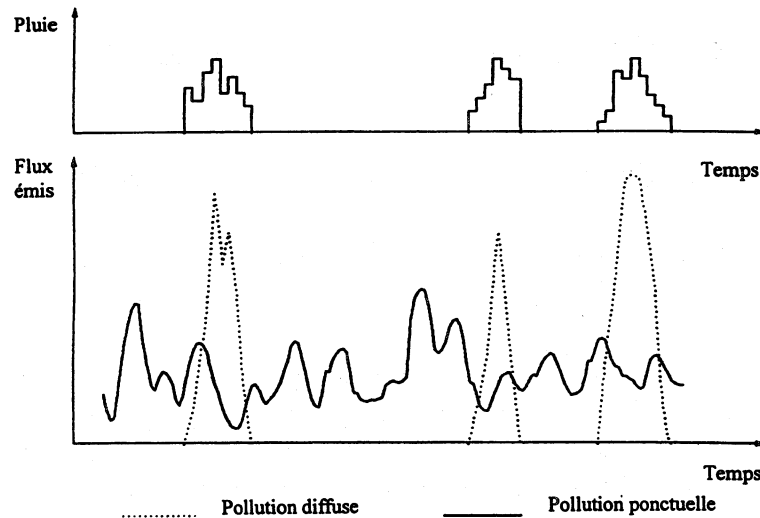
La terminologie U.S. distingue les sources ponctuelles (point sources) des sources non ponctuelles (non-point sources) de la façon suivante.

- source ponctuelle : matérialisée par un tuyau dûment répertorié qui permet de remonter sans difficulté au responsable du rejet, la source ponctuelle est parfaitement identifiable, elle peut être facilement équipée d'un dispositif de mesure et de traitement ; en fait il s'agit exclusivement d'effluents de stations d'épuration municipales et industrielles.
- source non ponctuelle : toute source qui n'appartient pas à la catégorie précédente ; non matérialisée par un tuyau dûment répertorié (par manque de tuyau ou par défaut d'inventaire) la source non ponctuelle, de même que son éventuel responsable, échappe à toute identification, et, de ce fait, n'est pas mesurée, ni traitée ; cette catégorie fourre-tout comprend aussi bien des sources complètement "atomisées", telles que le ruissellement agricole, que des sources parfaitement individualisées, voire canalisées, telles que les effluents d'élevage industriel ou les rejets sauvages domestiques.

Cette distinction a le mérite d'être opérationnelle : autant commencer par traiter convenablement les apports connus et maîtrisables des sources ponctuelles, laissant au traitement des sources non ponctuelles le délai nécessaire à leur mise en évidence et à l'incorporation de certaines d'entre elles dans la catégorie des ponctuelles. Cette distinction pourrait également avoir le mérite d'être claire, à condition de s'en tenir aux définitions premières, même si la séparation qu'elles imposent est surtout conforme à une certaine réalité administrative. En opposant pollution ponctuelle à pollution diffuse la terminologie française effectue une séparation théoriquement plus conforme à la réalité physique. Malheureusement, la pratique d'inclure dans le "diffus" presque tout ce qui appartient au "non-point source" ne fait que jeter la confusion dans l'esprit du gestionnaire. Le risque est grand en effet de considérer par exemple comme diffus ce qui est agricole, voire rural, c'est-à-dire d'attribuer aux cultures ce qui appartient à l'élevage intensif et aux activités domestiques, les différents termes s'articulant de la façon suivante :



Une façon d'éviter ce type de confusion regrettable et d'établir une distinction pratiquement conforme à la réalité physique est d'associer la pollution diffuse aux événements pluvieux et la pollution ponctuelle aux activités humaines, distinction qui met en évidence la différence de variabilité entre les deux types de pollution (fig. 32).



32. Influence des épisodes pluvieux sur la pollution ponctuelle et la pollution diffuse (d'après Frère *et al.*, 1977).

Quelle que soit la façon dont on définit les pollutions, les interventions, elles, sont classées en fonction de leur point d'application:

- à la source
- après collecte par l'homme (effluents)
- après collecte par la nature (affluents)

5.2. Intervention à la source

Partant du principe qu'il est préférable de ne pas polluer que d'avoir à dépolluer, ce type d'intervention consiste à intervenir soit sur l'eau, soit sur le polluant. Quelques exemples permettent de fixer les idées.

5.2.1. Eviter d'utiliser l'eau

- interdire la vente de broyeurs sous éviers (dont l'utilisation est interdite aux termes de l'art. 22/b du décret n° 94-469 du 03/06/1994)
- développer les toilettes à compost
- nettoyer les rues par procédés secs (balayage, aspiration)

Facile à mettre en oeuvre dans les zones arides, nécessité faisant loi, ou "arriérées", ce type de mesure est beaucoup plus difficile à imposer quand l'abondance de l'eau en a fait l'instrument fondamental de l'assainissement dans les pays économiquement "avancés", où plus de 90 % de l'eau consommée sert à véhiculer la pollution.

5.2.2. Eviter de polluer l'eau

Ce type de mesure concerne les produits utilisés aussi bien que les pratiques mises en oeuvre.

* **Produits** : supprimer les composés du phosphore dans :

- les substances lessiviellles ménagères (lave-linge, lave-vaisselle, entretien des surfaces)
- les bains de traitement de surface pour métaux
- les bains de lavage industriel

* **Pratiques** : modifier la façon de gérer les sols au contact de l'eau de manière à réduire les pertes de P et accessoirement de MES et de MO.

agriculture : façons culturales anti-érosion, fertilisation raisonnée, réduction de la densité du cheptel...

domestique : construction (et entretien) de fosses septiques, façons culturales anti-érosion des pelouses et jardins, fertilisation raisonnée des pelouses et jardins...

urbain : interdiction de tout rejet et dépôt sur la voie (papiers gras, déjections animales), perméabilisation du revêtement des chaussées...

chantiers de construction : stabilisation des sols non végétalisés, limitation stricte des surfaces travaillées, augmentation de la rugosité des surfaces...

général : création (et entretien) de zones tampons, végétalisation des pentes, stabilisation des berges...

La plupart des pratiques recommandées en agriculture pour préserver la qualité de l'eau concourent également à améliorer la productivité, à réduire les coûts, à préserver la qualité des sols et à éviter inondations et glissements de terrains.

5.3. Intervention sur les effluents

Il ne s'agit pas dans les deux premiers paragraphes de traiter du problème de l'épuration, auquel la littérature consacre de nombreux ouvrages, mais d'insister sur quelques points en relations avec le problème de la pollution par le phosphore.

5.3.1. Collecte et transfert des effluents

Avant de s'inquiéter de la façon dont il faut traiter les effluents, il convient de les collecter et de les transférer à la structure de traitement. Cette opération préalable doit concerner tout ce qui mérite d'être collecté et rien que ce qui le mérite.

Tout ce qui mérite d'être collecté. Comme il s'agit de transformer le non ponctuel en ponctuel, tout le non ponctuel est théoriquement concerné. Pratiquement, étant donnée la diversité du non ponctuel, on ne s'intéresse qu'à ce qu'il est rentable de collecter, rentabilité évaluée en termes de dispersion des sources par rapport à la structure de traitement et d'importance des sources par rapport au bilan global. Son généralement concernés :

- les effluents domestiques dont l'assainissement individuel n'est pas recommandable
- les lixiviats de décharge
- le ruissellement urbain
- les effluents d'élevage

Rien que ce qui mérite d'être collecté. Il ne faut pas collecter ce qui est susceptible de nuire aux performances du traitement mais aussi au rendement du transfert :

- ne pas introduire dans un réseau d'eaux usées domestiques des effluents industriels chargés de toxiques qui mettent en panne les étapes biologiques de l'épuration
- ne pas introduire d'eaux usées domestiques ou d'effluents d'élevage dans un réseau d'eaux pluviales qui sont déversées sans traitement dans la nature
- ne pas introduire d'eaux propres (eau de source, de pluie) dans des réseaux d'eaux usées domestiques, à plus forte raison s'ils sont conçus en séparatifs car l'excédent d'eau, chargé de polluants, rejoint le milieu naturel par le biais des déversoirs d'orage et la dilution des effluents nuit au rendement épuratoire.

Deux notions méritent d'être considérées, l'une pour l'oublier, l'autre pour la rappeler :

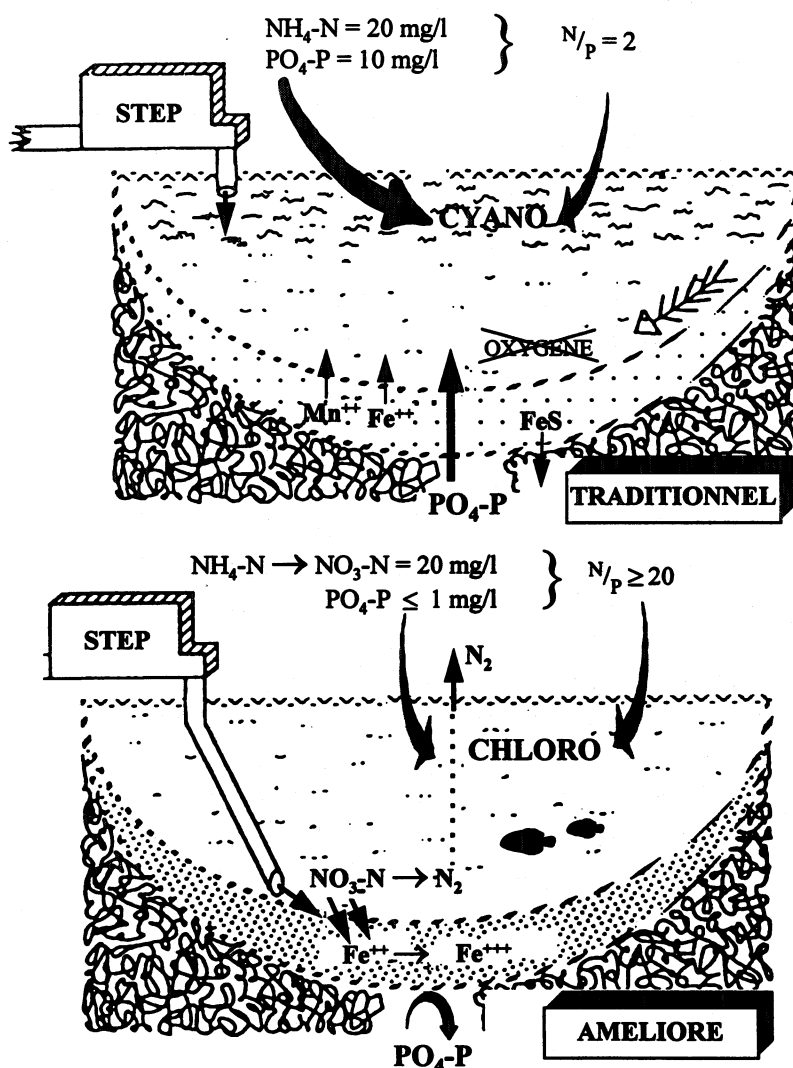
- "**Le tout à l'égout**". Notion ancienne dont le support matériel est le réseau unitaire qui permet d'évacuer tout ce qui y est introduit : eaux de pluies, eaux usées domestiques, effluents industriels, eaux de ruissellement... Pratique pour évacuer la pollution, le réseau unitaire ne permet plus de la transférer ni de la traiter convenablement. La nécessité est apparue de traiter de façon sélective en implantant des réseaux séparatifs qui permettent de collecter, de transférer et d'épurer de façon distincte d'une part les eaux claires et d'autre part les eaux usées domestiques et industrielles, ces dernières devant être détoxifiées à la source. Une telle amélioration s'obtient au prix d'une complication de la collecte et du transfert ce qui demande une vigilance particulière tant au moment de la mise en place (branchements, eaux parasites...) qu'au cours du fonctionnement (postes de relèvement...).
- **Performance de l'assainissement**. Il est égal au produit de trois performances élémentaires :
 - 1) taux de collecte (officiel > réel)
 - 2) rendement du transfert (généralement ignoré) diminué par les pertes du réseau et par les déversements en temps de pluie (déversoirs d'orage)
 - 3) rendement épuratoire de la STEP pour l'élément considéré (théorique > réel)

Avec des performances élémentaires fort honorables, du moins par rapport à la moyenne française (théorique), (1) = 65 %, (2) = 77 %, (3) = 78 %, le taux de déphosphatation de l'assainissement du bassin versant français du Léman n'est que de $(1) \times (2) \times (3) = 39$ %. Ce taux réel de déphosphatation d'un réseau d'assainissement ne doit pas être confondu avec le rendement théorique de déphosphatation que la littérature annonce comme couramment supérieur à 90 %.

5.3.2. Traitement des effluents

Une fois collectés, les effluents doivent être traités dans des systèmes chargés d'en retirer les substances indésirables soit sous forme de produits de décantation, soit sous forme gazeuse qui s'échappe vers l'atmosphère. Le phosphore qui n'a pas de forme gazeuse ne peut être extrait que sous forme de boues physico-chimiques ou biologiques. Les systèmes de traitement sont très divers selon la substance qu'ils sont destinés à traiter et selon leur taille qui elle-même est fonction de l'échelle à laquelle le problème mérite d'être résolu. Cela va du simple bassin de décantation pour récupérer les MES jusqu'à la station d'épuration pratiquant la déphosphatation poussée. Quel que soit le système de traitement, ses performances épuratoires reposent sur sa conception, son exploitation et sa maintenance.

Conception. Le système doit avant tout être conçu pour traiter l'élément indésirable et ce au niveau de performance évalué comme nécessaire. Une STEP conventionnelle (décantation + boues activées) n'est pas conçue pour déphosphater mais pour minéraliser c'est-à-dire accroître la biodisponibilité du phosphore. De même un lagunage à microphytes a moins pour effet d'éliminer le phosphore que de transformer le phosphore biodisponible en phosphore algal, augmentant ainsi la charge du milieu récepteur en DBO sans pour autant réduire sa charge en phosphore. La taille du système est un autre élément de la conception qui concourt à la performance. Les STEP conventionnelles ne conviennent pas aux petites collectivités ; elles sont trop coûteuses et trop délicates de fonctionnement. Il doit être également tenu compte de l'insertion du système de traitement dans le fonctionnement du milieu récepteur. C'est ainsi qu'une STEP qui déverse ses effluents traités dans un plan d'eau stratifié a tout intérêt à déphosphater, c'est certain, mais aussi à nitrifier et à effectuer son rejet au contact des sédiments profonds : la charge interne en phosphore s'en trouve réduite ainsi que les chances de voir apparaître des cyanobactéries fixatrices d'azote (fig. 33)

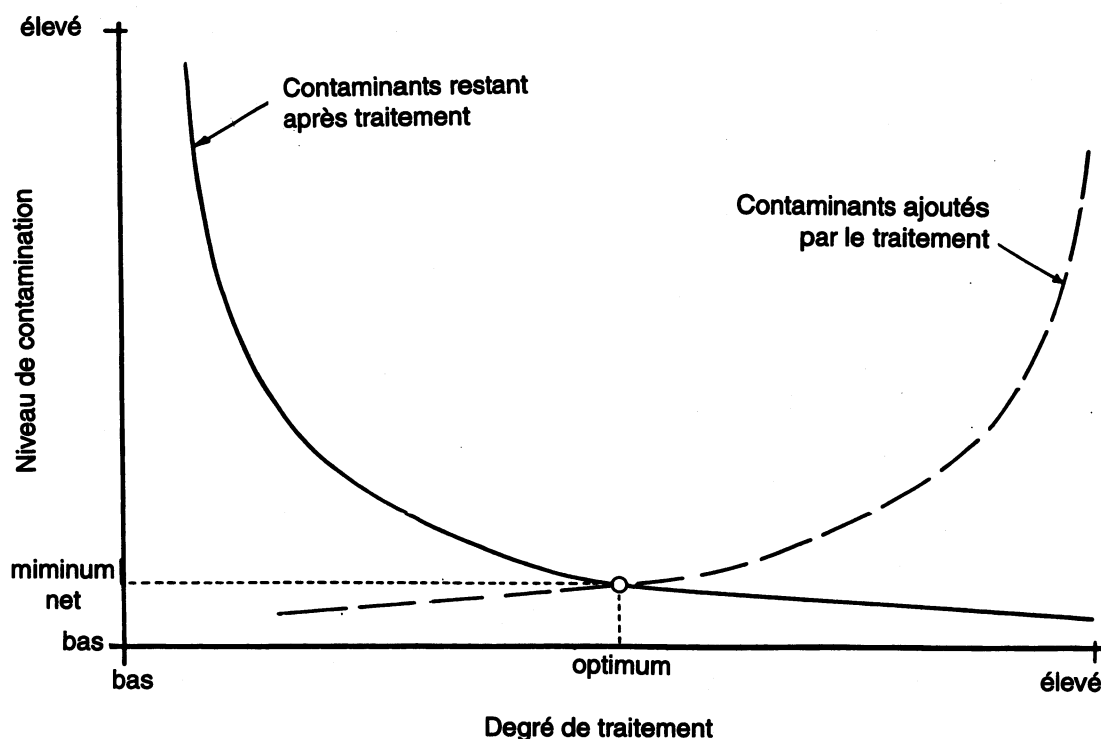


33. Influence du mode de gestion d'une station d'épuration (STEP) sur la qualité d'un milieu récepteur stagnant .
- Mode TRADITIONNEL. Le traitement n'affecte pas l'azote pour sa forme (ammoniacale) et très peu l'azote et le phosphore pour leurs concentrations (élevées). Les cyanobactéries sont présentes en abondance (P est élevé et N/P est faible). Les sédiments superficiels sont réduits et laissent diffuser le phosphore (ainsi que le manganèse et le fer qui peut aussi être inactivé sous forme de sulfure de fer).
- Mode AMELIORE. L'effluent est nitrifié et déphosphaté. Les chlorophycées sont présentes en abondance modérée (P est faible et N/P est élevé). Les sédiments superficiels sont oxydés par la diffusion du nitrate et s'opposent à la diffusion du phosphore. L'azote moléculaire résultant de la dénitrification s'échappe vers l'atmosphère. (d'après Leonardson et Rippl, 1980).

Exploitation. Aussi convenablement conçu soit-il, un système de traitement qui n'est pas convenablement exploité est inutile. Plus le système est sophistiqué plus l'exploitation est exigeante en moyens matériels et humains. Trop souvent encore les STEP sont perçues comme des usines qui "traitent de la m..." plutôt que comme des usines qui fabriquent de l'eau même si, heureusement, leur gestion est de plus en plus du domaine de l'ingénieur que de celui du cantonnier. Les STEP ne sont-elles pas les seules usines qui ne maîtrisent pas, ou si peu, leurs matières premières ni en quantité ni en qualité et qui ne sont pas tenues officiellement de vérifier la qualité du produit fini plus de deux fois par an ?

Maintenance. Si les systèmes simples (bassins de décantation, lagunages...) apportent par définition l'avantage d'une exploitation facile et peu coûteuse, cela ne signifie pas qu'il ne faille pas les entretenir pour en assurer la pérennité des performances. Choisir un système "naturel" de traitement ne doit pas être dicté par un souci exclusif d'économie de moyens laissant, dans une vision édénique, aux "processus naturels d'épuration" le soin de traiter des flux de polluants de l'an 2.000. Sans doute tout ce qui peut finir par s'échapper sous forme de gaz (N_2 , CO_2) contribue à faciliter la maintenance, il reste cependant à gérer tout ce qui sédimente et tout ce qui se fixe physico-chimiquement ou biologiquement : les boues de décantation doivent être extraites, les herbiers faucardés, les sols absorbants régénérés... si l'on veut que les "processus naturels d'épuration" continuent à fonctionner. Faute de quoi, ces systèmes naturels de traitement imaginés à l'origine comme "puits" à polluants finissent au bout de quelques années d'absence de maintenance, par en être des sources.

Esquisser ainsi quelques unes des difficultés rencontrées pour obtenir un système de traitement performant doit conduire le gestionnaire non pas à désespérer de parvenir un jour à améliorer la qualité de l'eau mais à prendre conscience que, pour lutter contre la pression de pollution dont la tendance spontanée est à la croissance, du moins dans le contexte démographique, technique et économique actuel, il lui faut exercer sans relâche un effort de dépollution constamment adapté. Et ce n'est qu'au prix de cet effort et d'une épuration réellement performante qu'il pourra atteindre son but, et s'y maintenir. Encore cette performance a-t-elle une limite, autre que technique ou financière. En effet, compte tenu du fait que la construction, l'exploitation et la maintenance d'une STEP sont sources de pollution d'autant plus que le système est sophistiqué et performant et que ces pollutions induites (eau, air, résidus solides), sont, au cours de leur traitement, à l'origine d'encore plus de pollution etc... on constate que plus on dépollue localement plus on pollue globalement (Fig. 34). Il apparaît alors une limite à l'effort de dépollution qui n'est ni technique, ni financière mais environnementale, celle au-delà de laquelle on pollue plus globalement qu'on ne dépollue localement. Il apparaît également que pour minimiser la somme [pollution résiduelle non traitée + pollution induite] qui correspond à cet optimum, il n'y a pas d'autre alternative que d'éviter la pollution à la source : inévitable logique environnementale, mais pas forcément logique économique, la pollution constituant une "ressource" rêvée car plus on la traite plus on en crée.



34. Schéma global du niveau de contamination en fonction du degré de traitement (d'après Schaumburg, 1975).

5.3.3. Dérivation des effluents

Une fois collectés et plus ou moins épurés, les effluents sont transférés à l'aval du lac, rejetés dans l'exutoire ou dans tout autre élément du réseau hydrographique de surface. Radical dans son principe, ce moyen n'est pas sans limite dans son efficacité :

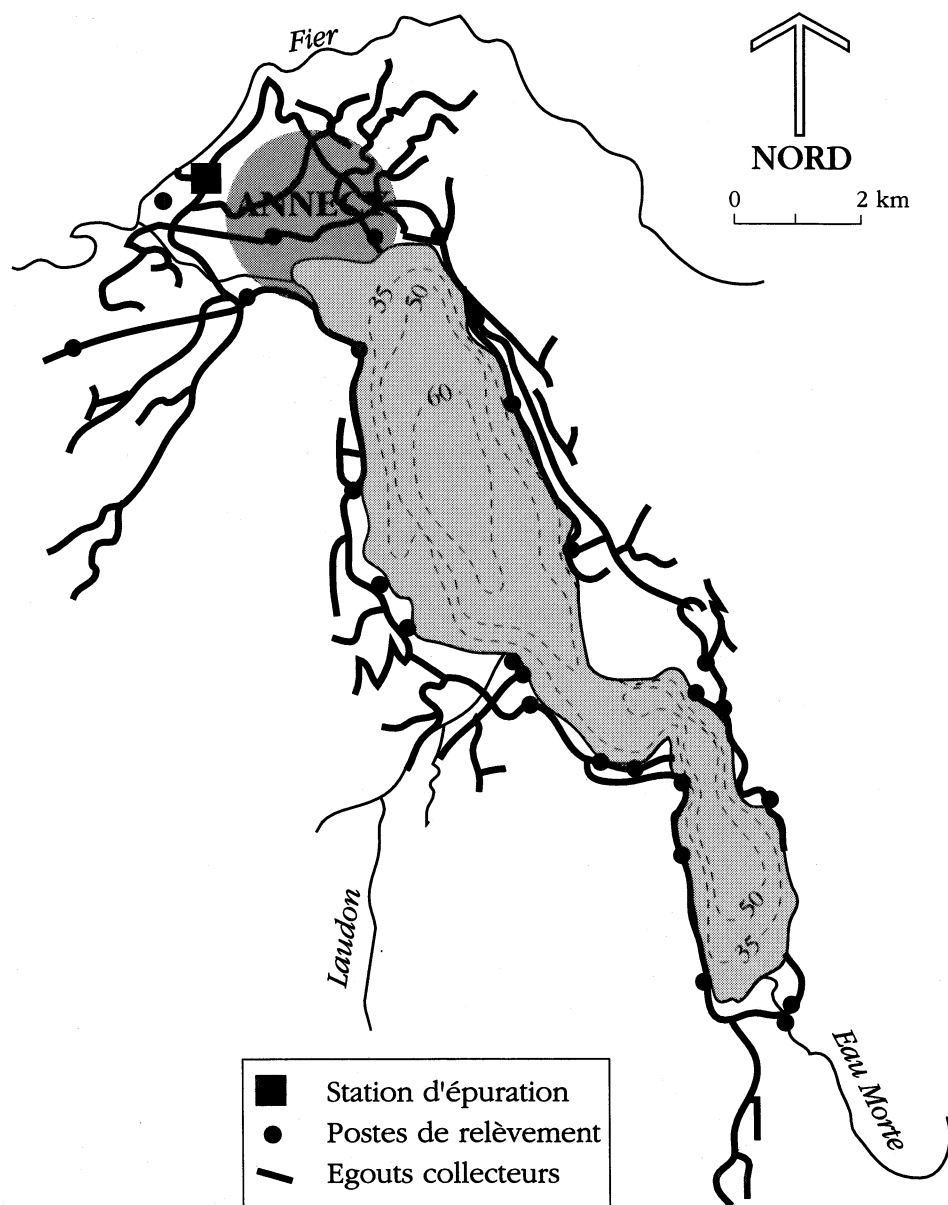
- **par rapport au lac** : les performances de la dérivation sont à l'image de celles de la collecte et du transfert ; l'opération n'est efficace que si le taux de collecte est élevé et si le réseau est de type séparatif pour éviter les pertes aux déversoirs d'orage.

- **par rapport au cours d'eau récepteur** : la simple dérivation ne fait que transférer le problème à l'aval sans le résoudre, et peut l'aggraver localement si le débit du cours d'eau récepteur est faible par rapport à celui du rejet. La dérivation n'est concevable que s'il y a traitement ; elle le complète, elle ne le remplace pas. Le véritable intérêt de la dérivation est de mettre le lac à l'abri des dysfonctionnements des unités d'épuration. En aucun cas elle ne doit justifier l'absence d'épuration, ni même une baisse des performances ou un laisser-aller de la maintenance.

Deux types de procédés sont utilisés pour assurer la collecte et le transfert nécessaires à une dérivation efficace.

- **Canalisation en ciment enfouie dans le sol le long des berges** ; fonctionnant par gravité, ce système est muni de pompes de relevage chargées de remonter les effluents émis à une cote inférieure ; le coût en est élevé, moins en raison de celui du tuyau, lui-même élevé, que des difficultés de pose (importance de la fouille, structure du terrain, occupation des sols...) ; malgré ce handicap, il reste intéressant pour véhiculer de forts débits qui nécessitent des tuyaux de gros diamètre ($\varnothing > 1$ m) et pour traverser des zones uniformément peuplées

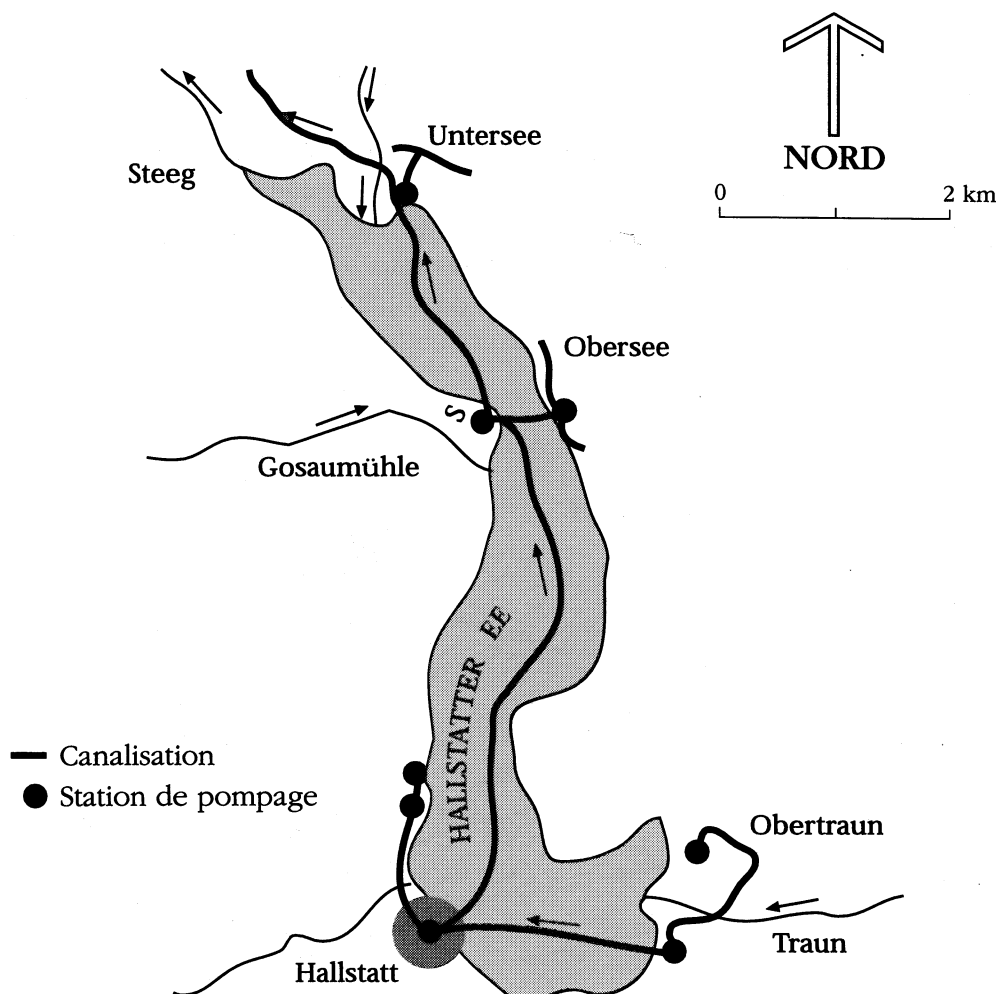
dont les constructions ne sont pas trop distantes de la canalisation (1 à 2 km) ce qui lui confère le statut d'égout classique ; ce type de canalisation a été utilisé pour assainir bon nombre de lacs notamment celui d'Annecy (Fig. 35).



35. Plan d'ensemble du réseau d'assainissement du lac d'Annecy (France).

- **Canalisation en polyéthylène haute densité posée sur le fond du lac** ; fonctionnant sous pression ce système est équipé de stations de pompage chargées d'introduire les effluents, et de conduire les opérations de nettoyage, de ventilation et de contrôle ; le coût, faible, est essentiellement fonction de celui du tuyau, lui-même bon marché et croissant en fonction du diamètre ; ce type de procédé offre de nombreux avantages ; en facilitant le raccord des petits villages et des sources dispersées au plus court, au plus vite et avec le minimum d'emprise sur la berge il permet d'importants gains de temps, d'argent et de démarches administratives ; la canalisation peut être extrudée sur la berge en longueurs de 1000 mètres à partir de camions-usines, d'où une très grande flexibilité et une diminution du nombre de joints et de risques de

fuites ; en imposant aux effluents de transiter le plus possible au contact des eaux froides de l'hypolimnion on minimise les processus de fermentation toujours sources de problèmes ne serait-ce qu'au niveau de la corrosion ; ce type de canalisation a été particulièrement utilisé en Autriche pour assainir les lacs de la région du Salzkammergut (Fig. 36).



36. Plan d'ensemble du réseau d'assainissement du Halstätter See (Autriche) (d'après Flögl et Flögl, 1985).

Choisir entre chacun des deux procédés ou une combinaison des deux, nécessite une étude préalable qui prenne en compte de nombreux paramètres tels que la densité de l'habitat, la topographie et la structure géologique des rives, la topographie de la cuvette lacustre, les possibilités de court-circuiter au travers de baies, les débits à faire transiter, les délais imposés...

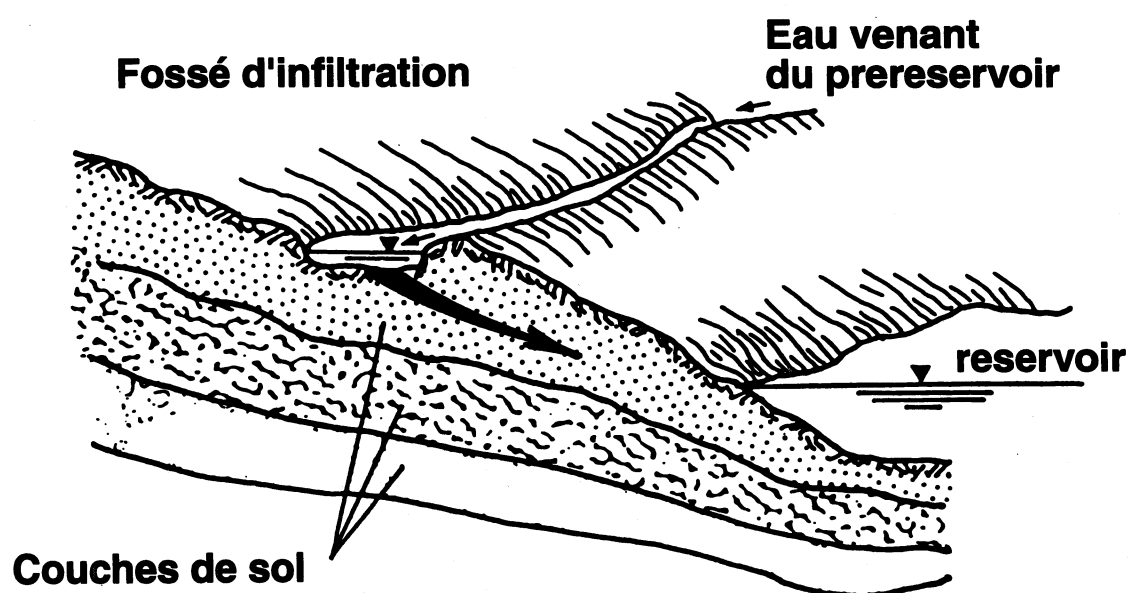
5.4. Intervention sur les affluents

Les apports qui n'ont pas été évités à la source ou qui n'ont pas été traités dans les structures adaptées finissent par pénétrer dans le lac, essentiellement par l'intermédiaire des affluents et, dans une moindre mesure, de façon diffuse le long des berges. La charge en

phosphore véhiculée par les affluents peut être traitée, le procédé de traitement dépendant du débit de l'affluent et des performances de déphosphatation souhaitées.

5.4.1. Fossés et bassins d'infiltration

Ce procédé utilise le pouvoir de fixation qu'exerce un sol sur le phosphore présent dans une eau qui le traverse, sous réserve que le sol en question permette une vitesse d'infiltration convenable et qu'il ait de bonnes propriétés fixatrices à l'égard du phosphore ; les sables argileux (argiles sableuses) à fine granulométrie conviennent bien (Fig. 37). Le fossé d'infiltration ne peut traiter que des débits faibles ($< 100 \text{ l.s}^{-1}$) variant peu. Il est donc surtout adapté à des bassins versants de petite taille où les eaux d'orage ne provoquent pas de crues. Si la pente est suffisante et si les caractéristiques du sol le permettent le fossé d'infiltration peut aussi traiter de petites sources comme les fermes ou les pâturages.



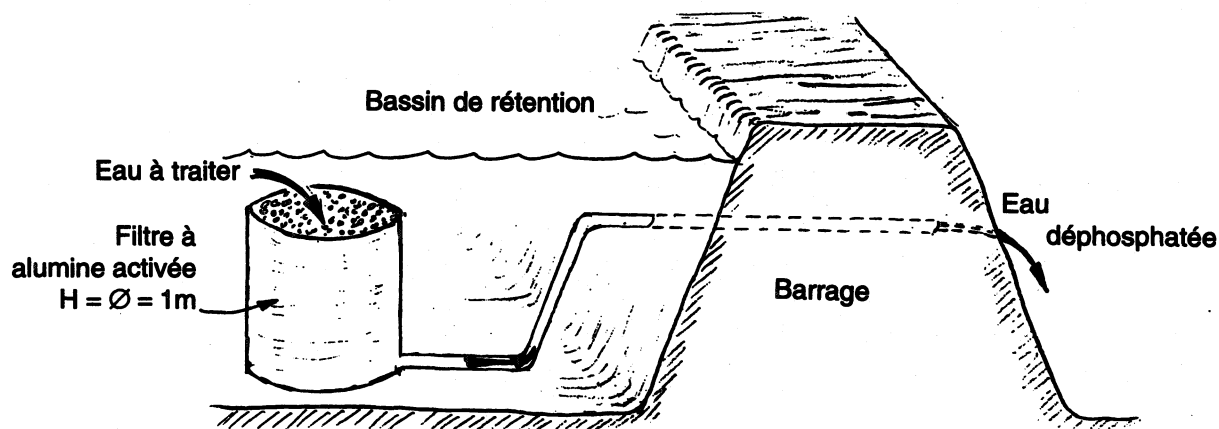
37. Représentation schématique d'un fossé d'infiltration.

Il est conseillé de faire précéder le fossé d'un pré-bassin de manière à réguler les débits et à favoriser la sédimentation des matières en suspension et à assurer ainsi une meilleure infiltration. Connaissant la vitesse de filtration du sol $V(\text{m.j}^{-1})$ et le débit à traiter $Q (\text{m}^3.\text{j}^{-1})$, la longueur $L(\text{m})$ d'un fossé de largeur $l(\text{m})$ est donnée par la formule $L = Q / Vl$. Il est recommandé de ne pas dépasser une largeur de 2 à 3 m pour faciliter la maintenance. Moyennant un entretien élémentaire qui consiste à curer le pré-bassin pour lui garder son volume et à remplacer la couche superficielle du lit d'infiltration pour lui conserver sa perméabilité, ce procédé est économique, rustique et constitue un bon moyen d'éliminer le phosphore sous réserve qu'il soit appliqué de façon appropriée. Il faut également avoir présent à l'esprit que le pouvoir de fixation du sol finit par être saturé ce qui remet en question l'efficacité à long terme du procédé, et laisse entrevoir la nécessité d'une exportation (par végétaux récoltés) ou même d'une régénération du sol lui-même.

Si les caractéristiques du sol ne conviennent pas à l'installation de fossés d'infiltration on peut construire des bassins d'infiltration qui fonctionnent selon le même principe, le fond étant constitué d'un lit d'infiltration muni d'un système de drainage et recouvert d'une couche de forte granulométrie ($\varnothing =$ jusqu'à 70 mm) pour limiter le développement algal et la croissance microbienne.

5.4.2. Filtres à alumine activée

Les cours d'eau de très faible débit ($< 50 \text{ l.s}^{-1}$) peuvent être déphosphatés en les faisant traverser des filtres à alumine activée (Fig. 38). L'alumine activée est un oxyde d'aluminium obtenu en incinérant de l'hydroxyde d'aluminium ce qui lui fait développer une importante surface de contact et acquérir une adsorption particulièrement sélective pour les phosphates. Une fois remplis d'alumine activée les filtres sont immergés dans un bassin collecteur. L'eau filtrée est déphosphatée puis déversée à l'aval. A partir d'une eau titrant au départ environ $220 \mu\text{g.l}^{-1}$ de P-PO_4 et $340 \mu\text{g.l}^{-1}$ de P-tot, l'élimination du phosphore est d'environ respectivement 80 et 75 %. Les autres paramètres de qualité sont également améliorés : MES, NH_4^+ , NO_2^- . L'entretien se limite à un lavage des filtres à contre courant environ tous les mois et à une régénération de l'alumine activée tous les 18 mois, sans compter, bien entendu, le curage du bassin collecteur où se déposent les particules charriées par le cours d'eau et par l'eau de lavage des filtres. Le procédé fonctionne aussi bien l'été pendant la prolifération algale que l'hiver quand il fait froid et que la surface du bassin prend en glace.



38. Schéma d'installation d'un filtre à alumine activée (d'après Bernhardt et Clasen, 1985).

5.4.3. Pré-réservoirs bioréacteurs

A l'origine, les pré-réservoirs (ou pré-barrages) sont de petits réservoirs construits juste à l'entrée d'un plan d'eau principal pour le protéger d'un trop rapide envasement, sous entendu qu'il est plus facile de curer un pré-réservoir, après mise à sec éventuelle, que le plan d'eau principal. En favorisant la sédimentation des particules minérales, ces pré-réservoirs contribuent du même coup à épurer l'eau de son phosphore fixé sur les argiles et les hydroxydes de fer naturellement présents dans le milieu. A ces processus physico-chimiques de précipitation du phosphore peuvent s'ajouter des processus biologiques mettant en oeuvre la consommation du P-PO₄ par le phytoplancton. Cette déphosphatation biologique peut être particulièrement efficace, voire primordiale, à condition que le pré-réservoir soit convenablement construit et géré :

- l'efficacité de l'élimination du phosphore décroissant de façon exponentielle avec l'augmentation de la profondeur, celle-ci ne doit pas dépasser de beaucoup l'épaisseur de la zone euphotique, soit environ 3 mètres,
- à la différence du processus physico-chimique, le temps de séjour ne doit pas être le plus long possible mais optimal. Il doit être assez long pour que puissent se développer des diatomées qui sont préférables aux autres espèces du fait de leur vitesse de sédimentation élevée. L'expérience montre que le temps de séjour doit être supérieur à environ 3 jours pour que le phytoplancton se mette à proliférer. Mais il doit être assez court pour chasser et empêcher le développement des cyanobactéries et du zooplancton,
- la prise d'eau de sortie doit être superficielle pour s'assurer que la concentration en P-PO₄ est la plus faible,
- 50 à 60 % du P-PO₄ étant sédimenté (moyenne annuelle) les fonds se comblent d'un sédiment riche en phosphore qu'il convient d'éliminer tous les 5 à 10 ans, après vidange,
- il faut appliquer une gestion piscicole qui favorise les planctonophages au détriment des prédateurs de manière à éliminer le zooplancton filtreur, tel que la daphnie, qui, en consommant les diatomées, nuit à la sédimentation biologique du phosphore.

Bien qu'il ne faille pas assimiler la conversion du P-PO₄ en P-particulaire à une élimination de P-total, le procédé est néanmoins efficace pour réduire l'apport de P-PO₄ dans la zone euphotique du plan d'eau principal situé à l'aval. Encore faut-il que :

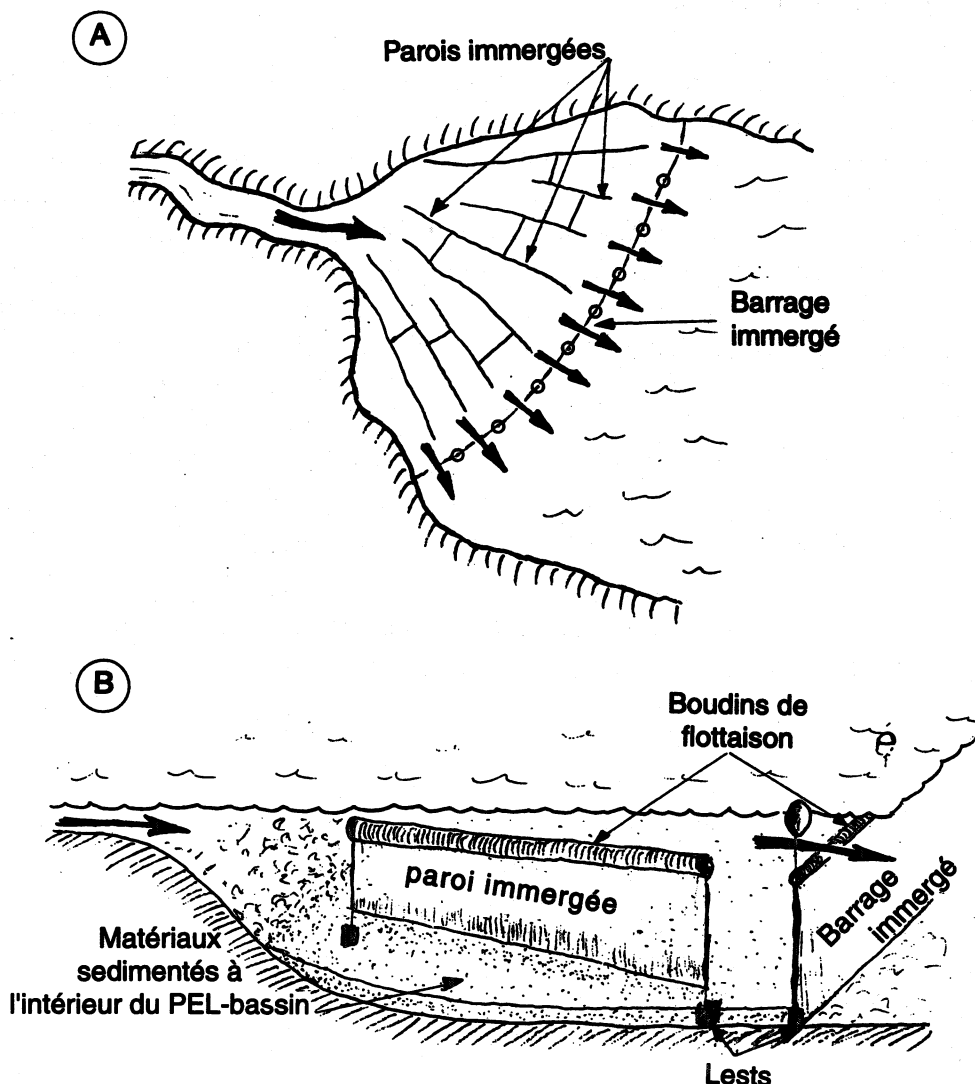
- les conditions climatiques soient favorables à la photosynthèse, ce qui, en Europe tempérée, cantonne l'efficacité des bio-réacteurs à la belle saison,
- aucune anaérobiose ne se développe à l'interface eau-sédiment, ce qui aurait pour effet d'enrichir l'eau en P-PO₄,
- l'eau à traiter ne dépasse pas 500 µg.l⁻¹ de phosphore.

Moyennant quoi, des réservoirs disposés en cascade sont capables d'éliminer la quasi totalité du phosphore.

5.4.4. "PEL basin system"

Plutôt que d'édifier un pré-réservoir, en dur, juste à l'amont du plan d'eau, on implante un barrage souple dans le plan d'eau lui-même, juste à l'embouchure de l'affluent à traiter (Fig. 39). Ce "PEL basin system" (PEL = phosphorus élimination) utilise le fait qu'en été la faiblesse des débits autorise un petit volume de rétention et que les pollutions agricoles diffuses se caractérisent par une charge en phosphore minimale et un rapport N/P élevé. Ce

procédé ne doit donc être envisagé que pour traiter ce type de pollution dans ce type de conditions climatiques.



39. Représentation schématique d'un "PEL-basin system". Vue d'ensemble (a) et détail (b) (d'après Atlas Copco).

Comme pour les pré-réservoirs en durs, les dimensions du bassin délimité par le barrage sont telles que le temps de séjour est de l'ordre de 3 à 10 jours pour une profondeur de 1,5 m à 4 m de manière à favoriser le développement des diatomées et des chlorophycées, aidées en cela par le rapport N/P élevé. En sédimentant à l'embouchure les algues sont dégradées ; le phosphore libéré est fixé sur les particules minérales charriées par le tributaire dans des conditions d'oxydoréduction bien meilleures que celles qui règnent au fond du plan d'eau. Le dispositif minimise ainsi les possibilités d'apparition de la charge interne et facilite le curage de la zone de sédimentation. Constitué d'une paroi immergée, ancrée dans les sédiments et maintenue verticalement par des flotteurs, le barrage est complété par un ensemble de cloisons destiné à accroître la surface offerte au développement du périphyton et à améliorer la cinétique de sédimentation. Le tout, barrage et cloisons, fait de matériaux souples, est déposé sur le fond en dehors des périodes d'utilisation. Une gestion convenable du réseau trophique est de nature à améliorer l'efficacité du dispositif, par exemple en pratiquant l'élevage en cage d'une biomasse de poissons ajustée à la densité du zooplancton.

5.4.5. Station de déphosphatation

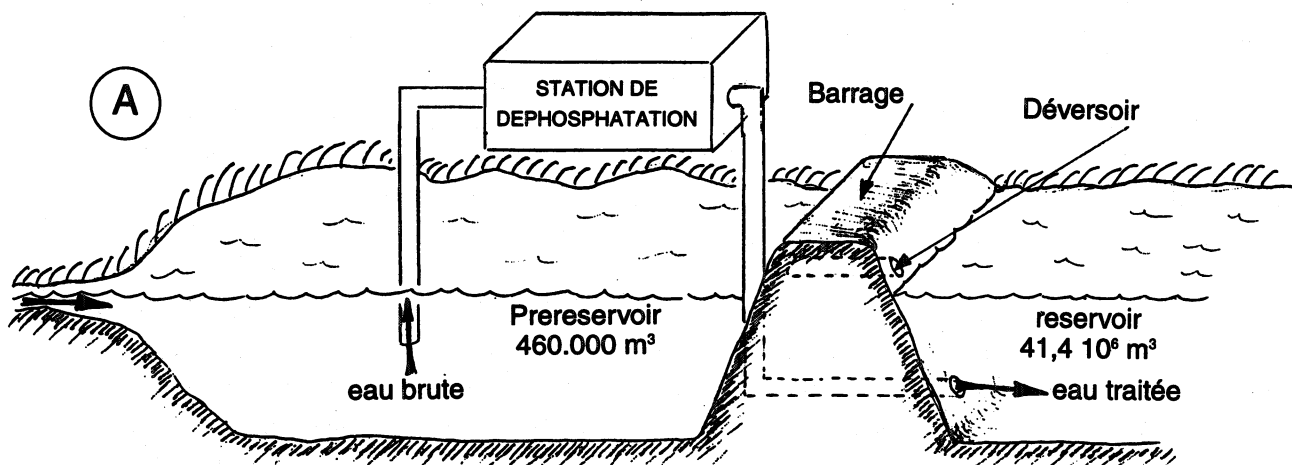
Le plus efficace consiste à traiter l'ensemble de l'affluent par un procédé de déphosphatation avancé comprenant les deux étapes : floculation et filtration. Ce procédé laborieux, et coûteux, ne se conçoit que pour des plans d'eau qui n'ont qu'un ou deux tributaires apportant l'essentiel du phosphore. L'exemple le plus remarquable de ce type de procédé est fourni par le réservoir du Wahnbach (ex. RFA) en opération depuis 1978. Destiné à produire de l'eau potable, ce réservoir d'un volume de $41,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pour une profondeur maximale de 44,5 m était envahi par *O. rubescens*, cyanobactérie particulièrement nuisante dont la présence était due à une charge excessive en phosphore. Plus de la moitié (55 %) de cette charge provenant de l'agriculture et le reste d'effluents domestiques (42 %) et de retombées atmosphériques (3 %), les autorités décidèrent de concentrer l'effort d'épuration sur le tributaire principal de manière à faire tomber sa concentration en P-total de $116 \mu\text{g.l}^{-1}$ à moins de $5 \mu\text{g.l}^{-1}$. Cette mesure allait ramener la concentration moyenne des affluents à $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ de P-total et celle du réservoir à $8 \mu\text{g.l}^{-1}$ valeur considérée comme capable d'éviter la prolifération d'*O. rubescens*. Une telle performance épuratoire ($\geq 95 \%$) pour ce type d'eau nécessita de mettre en oeuvre un dispositif particulier constitué d'un bassin tampon de 460.000 m^3 , capable de stocker 96 % du débit des années exceptionnellement humides et d'une station de déphosphatation capable d'éliminer :

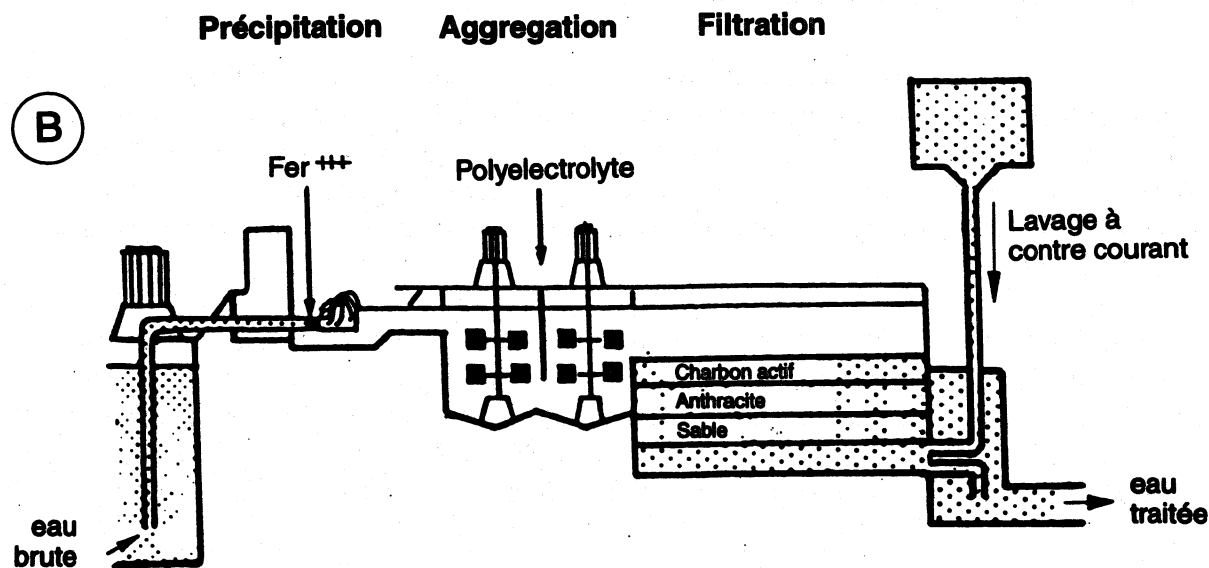
- > 95 % du P-tot (conc. en sortie $\leq 5 \mu\text{g.l}^{-1}$)
- > 90 % du P- PO_4 (conc. en sortie $\leq 1 \mu\text{g.l}^{-1}$)
- > 99 % des algues
- > 99 % de la turbidité
- 60 à 80 % des composés organiques solubles.

La déphosphatation poussée se déroule en 4 étapes :

- précipitation des phosphates ($4 \mu\text{g.l}^{-1} < \text{Fe}^{+++} < 12 \mu\text{g.l}^{-1}$ à $6 < \text{pH} < 7$)
- déstabilisation des colloïdes
- floculation ($0,3 \text{ mg.l}^{-1} < \text{polyélectrolytes cationiques} < 1 \text{ mg.l}^{-1}$)
- filtration (filtre 3 couches : charbon actif, hydroanthracite, sable quartzeux)

Moyennant une surface de filtration de 1100 m^2 pour une vitesse maximale de 16 m.h^{-1} , le débit maximal de filtration, qui peut être maintenu pendant plusieurs semaines d'affilée, est de $5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, le débit moyen étant de $1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. De plus, ces performances sont maintenues même si la température tombe à 0°C et si la concentration en MES atteint 100 mg.l^{-1} (Fig. 40).





40. Déphosphatation du Wahnbach (ex RFA). Plan d'ensemble (a) et schéma de fonctionnement de la station de déphosphatation (b) (d'après Bernhardt et Clasen, 1985).

Finalement, l'objectif a été atteint puisque la concentration de l'eau du réservoir est dorénavant comprise entre 6 et 11 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de P-tot pour une moyenne de 9 $\mu\text{g.l}^{-1}$, la transparence moyenne a doublé, de 3 à 6 mètres, et les cyanobactéries ont été éliminées au profit de diatomées, chrysophycées et dinoflagellés. Il faut cependant avoir conscience de la fragilité de l'équilibre. Les 15-20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de P-tot amenés en moyenne annuelle par l'ensemble des affluents permettent tout juste d'éviter les problèmes d'algues. Il suffit d'une année particulièrement pluvieuse pour que cette valeur atteigne 25 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et que le phytoplancton prolifère à nouveau, en bien plus faible quantité qu'autrefois il est vrai. De plus, cet équilibre fragile n'est obtenu qu'au prix d'une opération apparemment fort coûteuse mais qui ne représente que 40 % de ce qu'il faudrait dépenser pour traquer le phosphore à la source. Ce cas exemplaire montre qu'il est tout à fait possible de ramener un plan d'eau de 41 millions de m^3 à l'oligotrophie, dans un contexte qui le condamne à l'eutrophie, moyennant néanmoins un coût élevé pour un résultat précaire.

5.4.6. Précipitation / sédimentation dans le plan d'eau

La charge en phosphore véhiculée par l'affluent peut être réduite en ajoutant le réactif directement dans celui-ci, la précipitation et la sédimentation ayant lieu dans le plan d'eau lui-même, à proximité de l'embouchure. Ce procédé convient à des retenues peu profondes et fortement chargées en phosphore ($10-50 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) ce qui rend le prétraitement très coûteux. Le réservoir De Grote Rug (Pays Bas) est traité au sulfate ferreux à raison de 10 g.m^{-3} de fer, l'oxydation en fer ferrique ayant lieu dans le plan d'eau. Pour des retenues à court temps de séjour comme le Haltern (Allemagne) l'utilisation de fer trivalent ou d'aluminium donne des résultats encore meilleurs. Il est évident qu'un tel procédé accélère le comblement de la cuvette et qu'il convient d'extraire régulièrement les matériaux sédimentés.

5.4.7. Marais, marécages et zones humides

Qu'il soit réalisé dans un but de salubrité ou de rentabilité, l'assèchement des zones humides est une pratique fort ancienne. Ce n'est que récemment qu'il est apparu à quel point le fait de rendre à l'agriculture et à la construction ces sols auparavant "improductifs" pouvait contribuer à accélérer la dégradation des milieux aquatiques. Une attitude protectionniste vit donc le jour, très vite parasitée par une dérive utilitariste voulant faire de ces zones naturelles des STEP gratuites.

Faire tout et n'importe quoi d'une zone humide tient déjà au caractère protéiforme de l'objet. En effet, la zone humide désigne aussi bien un espace naturel, allant du marais forestier à la tourbière en passant par la prairie marécageuse, qu'un dispositif artificiel à la limite de la lagune ou du bassin d'infiltration à macrophytes. Par ailleurs, on la voit aussi bien recevoir des effluents que s'étendre au fil de l'eau ou coloniser un rivage lacustre.

Malgré cette multiplicité, la zone humide présente un certain nombre de constantes qui permettent de mieux concevoir sinon son utilité, du moins son rôle.

* Une zone humide piège efficacement les matières en suspension et tout ce qui leur est associé, nutriments et toxiques. Par contre, il est certain qu'au cours du temps ou à l'occasion de travaux de canalisation ce piègeage perd de son efficacité et qu'un événement hydrologique violent peut rapidement transformer ce piège en source.

* Une zone humide ne piège pas véritablement les substances en solution, elle les transforme et les stocke temporairement. Ceci concerne tout particulièrement les nutriments, dont le phosphore. En effet, l'incorporation biologique est sans aucun doute un puissant moyen de rétention pendant la période végétative, mais, le reste de l'année, c'est le relargage qui domine : non seulement le bilan est nul mais les nutriments relargués contribuent à fertiliser le milieu récepteur pour la période végétative suivante. Ceci est moins valable pour l'azote dont une bonne partie retourne à l'atmosphère via la dénitrification.

* La rétention du phosphore varie selon le type de zone humide : élevée pour les marais forestiers, moyenne pour les prairies marécageuses, faible pour les tourbières.

- * Plus précisément la rétention du phosphore dépend
 - de la concentration du sol en fer, en aluminium et en calcium ;
 - de l'utilisation par les micro-organismes, processus de rétention rapide, mais rapidement saturé en raison de sa faible capacité de stockage ;
 - de l'utilisation par les plantes enracinées, processus de rétention à potentiel élevé mais temporaire, la biomasse élaborée finissant par être restituée au milieu ;
 - de l'activité biologique qui structure le minéral de telle sorte que son pouvoir de rétention est augmenté (gaines des ferro-bactéries, concrétions calcaires).

Concrètement, bien qu'une zone humide puisse participer au traitement d'eaux chargées en phosphore sous forme essentiellement particulaire, comme celles résultant du ruissellement urbain, on ne peut pas la considérer comme une unité de traitement, encore moins de déphosphatation. Un vieux champ ou une prairie convenablement gérée est plus efficace, à charge équivalente, limitée bien entendu. C'est plutôt à l'échelle du bassin versant et dans leur implantation en bord de lac que les zones humides jouent un rôle protecteur en

retenant les MES et leur phosphore particulaire et en fixant le phosphore soluble au moment opportun, période végétative et saison touristique ne faisant qu'un. Grâce à elles le seul ruissellement significatif apparaît à la fonte des neiges, quand les sols sont gelés, alors qu'un bassin versant largement urbanisé (imperméabilisé) subit un ruissellement à chaque événement pluvieux. De plus les eaux de drainage des zones humides sont riches en phosphore. En fait, l'intérêt des zones humides s'évalue moins à ce que l'on gagne de leur présence locale, qu'à ce que l'on perd à leur destruction globale.

2EME PARTIE

INTERVENTIONS SUR LE PLAN D'EAU

PROBLEME D'ALGUES

6. DRAGAGE

7. PRECIPITATION / INACTIVATION

8. DILUTION / CHASSE

9. DESTRAFICATION

10. AERATION HYPOLIMNIQUE

11. SOUTIRAGE HYPOLIMNIQUE

12. TRAITEMENT DES SEDIMENTS

13. BIOMANIPULATIONS

14. ALGICIDES

6. DRAGAGE

6.1. But et principe d'action

Extraire la fraction des sédiments responsable de la charge interne, laissant en place ou mettant à nu des sédiments beaucoup moins susceptibles de relarguer du phosphore.

6.2. Matériel

Ce type de dragage consiste plus à écrémer qu'à creuser ; les principales difficultés sont d'éviter de remettre les sédiments en suspension et de minimiser le volume des matériaux extraits ; le choix du matériel est déterminant.

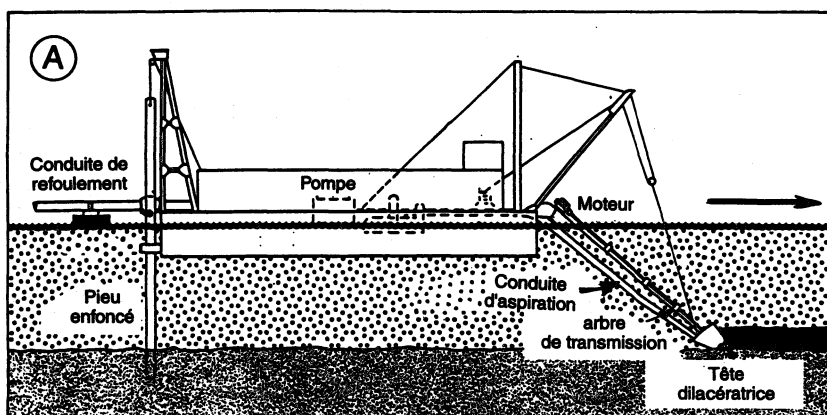
6.2.1. Dragues mécaniques

Drag-lines, dragues à benne preneuse, dragues à godets... toutes sont inadaptées du fait de l'irrégularité du travail qu'elles réalisent et de l'intense remise en suspension des sédiments qu'elles provoquent.

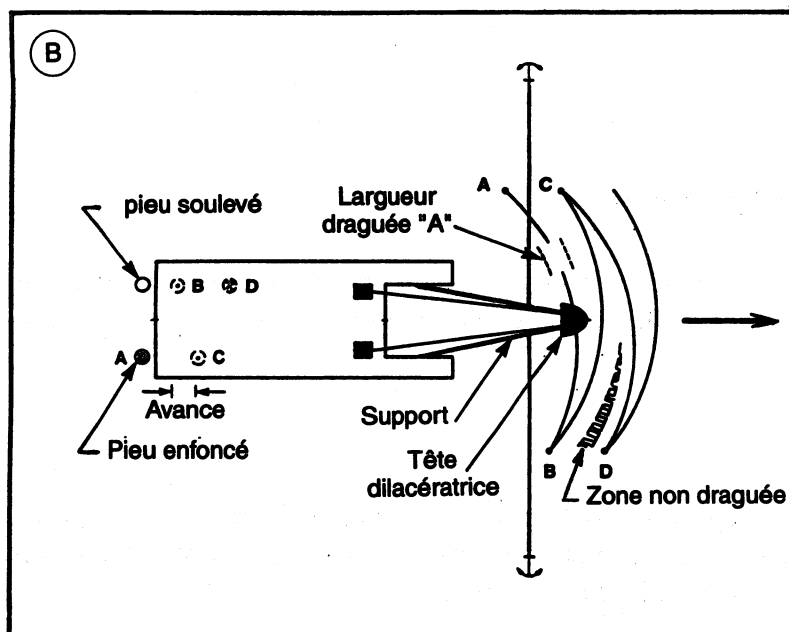
6.2.2. Dragues hydrauliques

Après avoir été éventuellement dilacéré, le sédiment est extrait par pompage ce qui entraîne une dilution plus ou moins importante par de l'eau d'accompagnement. Ce type de matériel est apprécié pour la régularité du travail qu'il exécute et la faible remise en suspension des sédiments qu'il occasionne. Plusieurs modèles sont disponibles sur le marché.

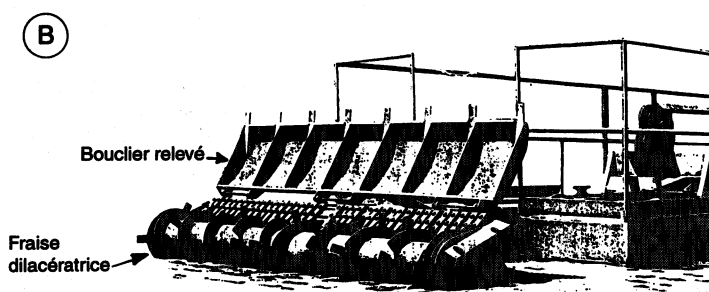
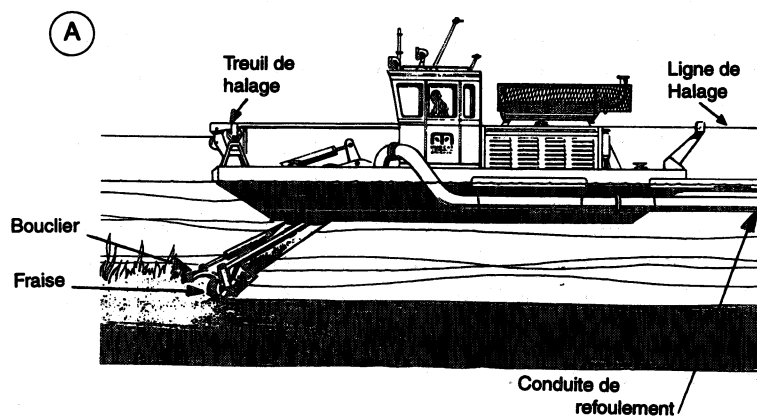
Suceuse à tête dilacératrice (fig. 41). C'est le type de drague le plus utilisé. L'engin progresse en prenant appui sur des pieux qu'il enfonce alternativement dans le sédiment faisant ainsi décrire à la tête de succion une succession d'arcs de cercle. Après dilacération, les sédiments pompés sont évacués par des tuyaux reliant la drague à la zone de dépôt. Les matériaux déposés contiennent de 10 à 20 % de solides. On limite la remise en suspension des sédiments en jouant sur le débit de la pompe, la vitesse de rotation de la tête dilacératrice, l'épaisseur de la taille ainsi que sur la vitesse de déplacement de la tête.



41. Drague suceuse à tête dilacératrice.
a) vue d'ensemble de la drague en opération
b) façon de progresser et parcours de la tête.
(d'après Olem et Flock, 1990).



Petites suceuses transportables. La plus connue est la Mud Cat (fig. 42) dont la pièce dilacératrice, semblable à une fraise à neige, a pour fonction de déloger le sédiment et de le ramener au centre où il est pompé puis évacué. Son déplacement longitudinal utilise un système de guidage par câble ancré sur les berges. Un bouclier mobile, placé au dessus de la fraise, limite la turbidité, surtout quand l'engin se déplace à reculons, le bouclier étant alors rabattu. Les matériaux extraits contiennent de 30 à 40 % de solides. On a recensé près d'une cinquantaine de ces petites dragues suceuses transportables capables d'opérer de 3 à 18 m de profondeur pour des débits de 15 à 1375 m³.h⁻¹.



42. Drague Mud-Cat

- a) vue d'ensemble de la drague en opération
- b) détail de la fraise dilacératrice et du bouclier.

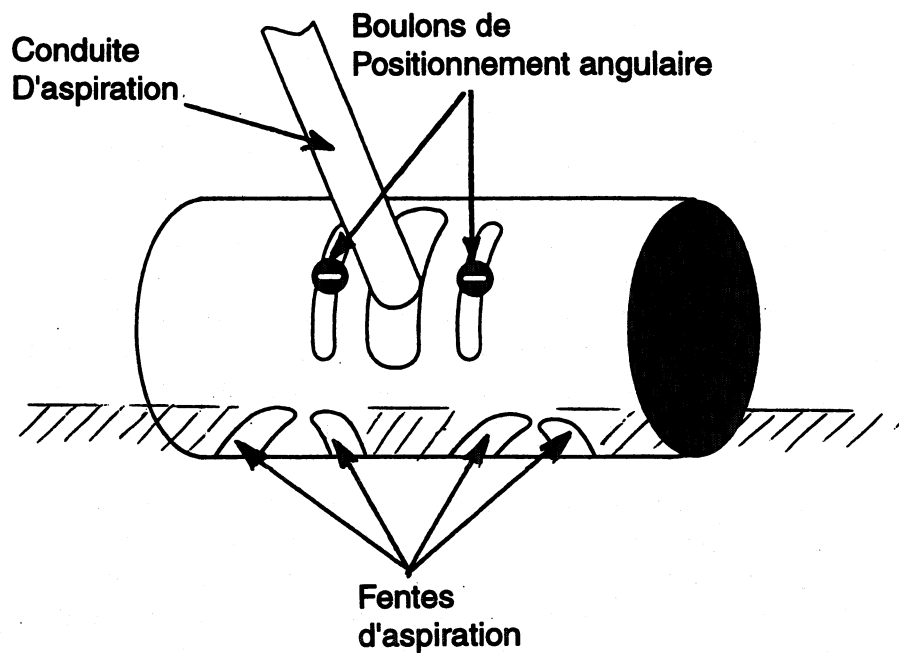
(document Mud-Cat. National Car Rental System).

Clean-Up System. Utilisant le même principe de déplacement que les suceuses classiques, cette drague est destinée à extraire des sédiments fluides. Sa tête de succion ne comporte pas de dilacérateur mais est équipée de dispositifs chargés de minimiser la remise en suspension des sédiments : plaques s'abattant alternativement en fonction du sens de déplacement, panneaux d'étanchéité reposant sur le sédiment, collecteurs de gaz. L'eau d'accompagnement est quasi absente si bien qu'on extrait le sédiment à sa densité in situ (20 à 70 % de solides).

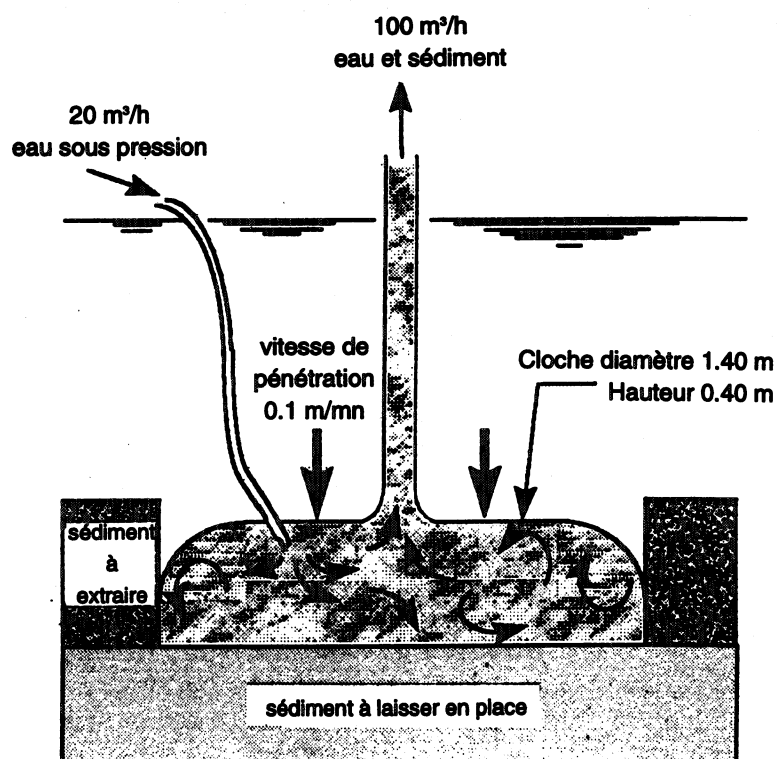
Sludge Monster. Engin suédois dont l'originalité tient à la tête de succion et à un système de contrôle automatique. Suspendue à des câbles qui lui permettent de descendre à la profondeur et avec l'angle voulus, la tête de succion est munie de la pompe et d'un ensemble de capteurs pour mesurer la turbidité, la viscosité, la densité, le débit, la conductivité, le pH... Utilisant les données ainsi recueillies le système de contrôle automatique fait réaliser un dragage "à la carte" en fonction des besoins aussi bien en termes d'extraction que de dépôt. Non seulement les caractéristiques du sédiment extrait sont contrôlées mais elles peuvent être modifiées en ajoutant des réactifs pour ajuster le pH, améliorer les caractéristiques à des fins agricoles ou horticoles, détoxifier en fixant les métaux lourds...

Matériel artisanal. Pour de petits plans d'eau, et à condition que les sédiments à extraire soient suffisamment fluides, on peut utiliser de simples pompes à diaphragme ou, mieux, centrifuges. Une tête de succion du type "aspirateur de piscine" muni d'une grille est suffisante pour traiter des petits volumes. Pour des opérations de plus grande envergure il convient d'utiliser un matériel adapté constitué, par exemple, d'un ballon de chauffe eau dont la paroi au contact du sédiment est munie de fentes d'aspiration (fig. 43-a). Si les sédiments sont trop compacts il faut ajouter un système dilacérateur. Le plus simple est constitué de jets d'eau disposés à la périphérie de la tête de succion. Cette dernière peut être constituée avantageusement d'un fond de cuve à mazout muni, à l'intérieur, d'un puissant jet d'eau (fig. 43-b)

A



B



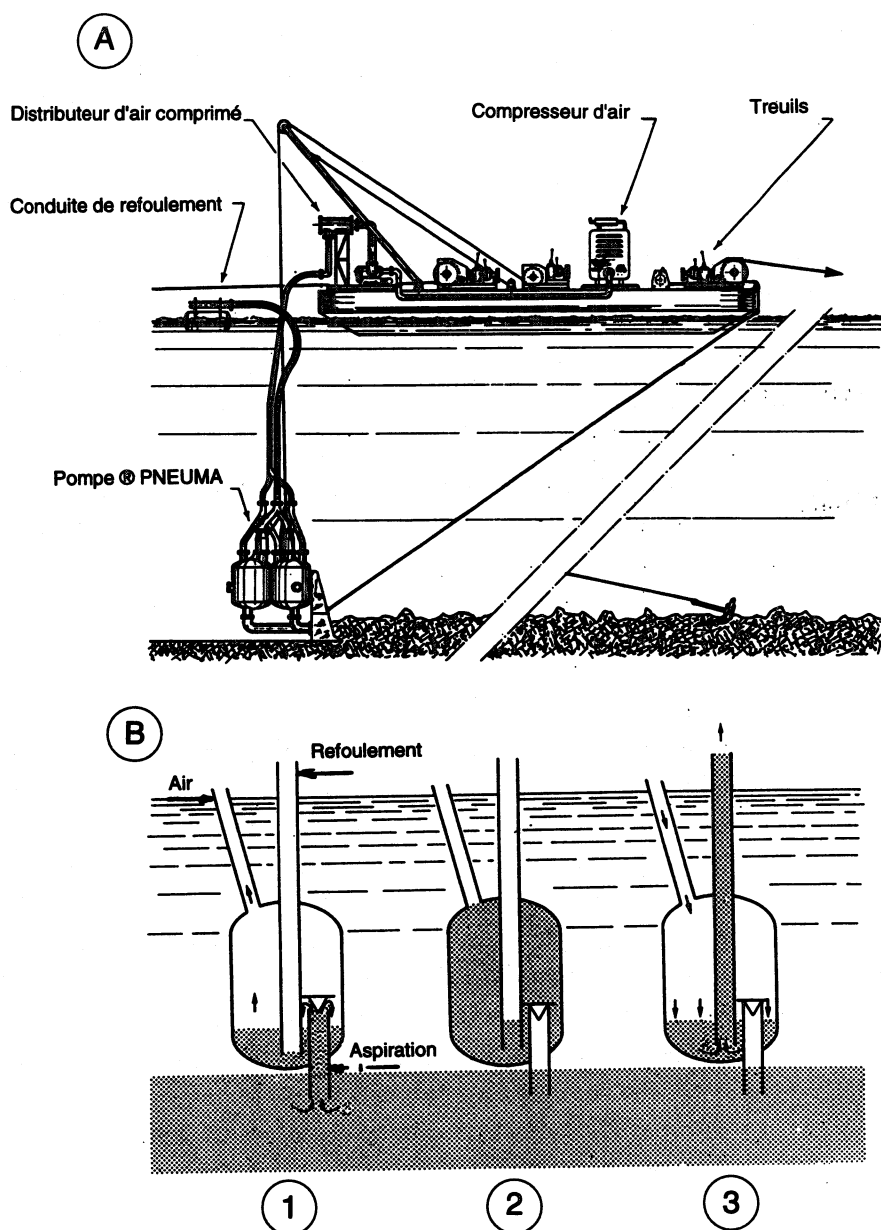
43. Têtes de suction de construction artisanale

- a) tête de suction à angle d'attaque variable construite à partir d'un ballon de chauffe-eau (d'après Murphy et *al.*, 1990).
 b) cloche de suction construite à partir d'un fond de cuve à mazout (d'après Bel et Orand, 1997)

6.2.3. Dragues pneumatiques

La force motrice qui met le sédiment en mouvement est de l'air comprimé.

Pneuma System. Matériel italien composé d'une tête de succion qui débouche sur 3 chambres cylindriques fonctionnant alternativement dans lesquelles pénètre le sédiment sous l'effet de la pression hydrostatique et dont il est chassé par de l'air comprimé pour être acheminé sur le site de dépôt (fig. 44). L'eau d'accompagnement est quasiment inexistante. L'appareil fonctionne d'autant mieux que la pression hydrostatique et la profondeur sont élevées ; à moins de 10 mètres l'efficacité est notablement réduite.



44. Drague pneumatique. Pneuma System.

a) vue d'ensemble de la drague en opération

b) schéma de fonctionnement d'une chambre d'aspiration.

1. la chambre est mise en contact avec l'atmosphère, la pression hydrostatique force le sédiment à y pénétrer
 2. une fois la chambre pleine le contact avec l'atmosphère est interrompu, le clapet obture la conduite d'aspiration.
 3. de l'air comprimé est envoyé dans la conduite d'air, le sédiment est évacué par la conduite de refoulement.
- (document Pneuma System).

Oozer System. Matériel japonais modifié du Pneuma System pour travailler à faible profondeur en provoquant un vide partiel dans la chambre au moment du remplissage.

Transvac. Matériel canadien fonctionnant à l'air comprimé. Utilisé à l'origine pour transporter les poissons, il a été modifié pour extraire les sédiments de même que les macrophytes. Le groupe, monté sur remorque est facilement transportable. Cet appareil est limité à de petits plans d'eau.

6.3. Méthodes

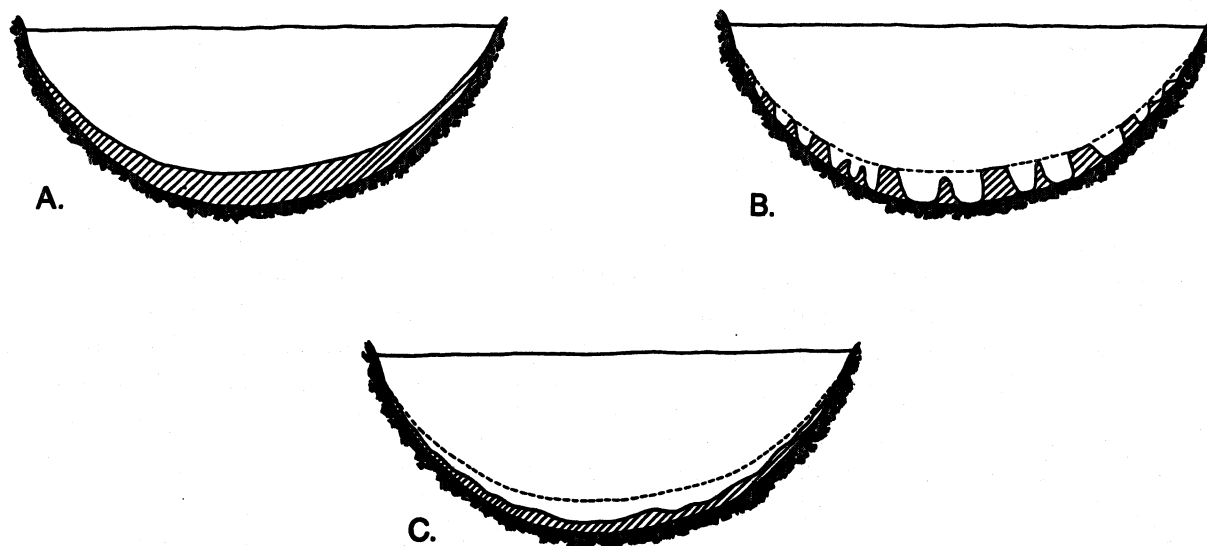
L'intervention consistant à extraire des matériaux nuisants pour en disposer de façon à ce qu'ils ne le soient plus, la question se pose de savoir quoi extraire et où le mettre.

6.3.1. Volume à extraire

La surface et l'épaisseur qu'il convient de draguer doivent être déterminés à la suite d'une campagne de carottage serrée. Le simple examen visuel des carottes est parfois suffisant pour déterminer le changement d'aspect entre les sédiments anciens "sains" et ceux récemment déposés, pollués par les apports anthropiques. Mais il est généralement nécessaire d'établir le profil des paramètres révélateurs (phosphore, teneur en eau, matière organique...). Mieux, c'est en étudiant au laboratoire, tant en conditions anaérobies qu'aérobies, les capacités d'échange qu'ont les différentes strates du sédiment vis-à-vis du phosphore qu'on détermine celles qu'il convient d'éliminer et qu'on dimensionne le dragage en termes de superficie et d'épaisseur.

6.3.2. Techniques d'extraction

Le but de ce type de dragage étant d'éliminer la totalité du sédiment pollué, il est impératif de ne pas en laisser le moindre lambeau, lequel relarguerait d'autant plus de phosphore qu'il pourrait s'étaler sur une plus grande surface. D'où la nécessité de repérer le plus précisément possible les surfaces et les épaisseurs à décaper et la forte recommandation de conduire l'opération en 2 passages, quitte à extraire plus de sédiments que nécessaire. D'où aussi la nécessité de ne pas utiliser la technique couramment pratiquée du dragage/creusement qui, pour des raisons d'économie de déplacement, consiste à surcreuser certains endroits pour laisser à l'hydrodynamique le soin d'aplanir le relief à la profondeur moyenne mais aussi la possibilité d'étaler sur ces nouveaux fonds les lambeaux de sédiments superficiels laissés en place, reconstituant ainsi une interface eau-sédiment identique à celle d'origine (fig. 45). Il va sans dire que de pouvoir mettre le sédiment à l'air libre facilite considérablement le travail et réduit son coût d'autant, à fortiori si l'assec est tel que le sédiment est suffisamment consolidé pour supporter les engins classiques de travaux publics.



45. Résultat d'un dragage destiné à gagner de la profondeur.

A. profil originel ; hachures = sédiment à extraire

B. lambeaux du sédiment d'origine laissés en place

C. nouveau profil ; la profondeur a augmenté mais l'interface eau-sédiment n'a pas évolué. (d'après Gibbons et Funk, 1983).

6.3.3. Zone de dépôt

Généralement constituée de bassins creusés à proximité du plan d'eau, cette zone doit être aménagée de manière à :

- contenir TOUS les matériaux extraits, ce qui demande un dimensionnement rigoureux des bassins de sédimentation à partir des caractéristiques de ces matériaux (teneur en eau, granulométrie, densité, vitesse de sédimentation...), du débit du dragage et d'un éventuel débit d'extraction vers une réutilisation,

- rejeter au réseau hydrographique (plan d'eau lui même ou exutoire à l'aval) une eau de ressuyage ayant les caractéristiques voulues ce qui demande l'éventuelle installation d'un dispositif de déphosphatation : lagunage, station de traitement physico-chimique, unité mobile munie d'un filtre-pressé...

En réduisant quasiment à néant l'eau d'accompagnement, les dragues pneumatiques permettent de diminuer d'autant le volume des bassins de sédimentation ainsi que l'importance du dispositif de déphosphatation des eaux de ressuyage. Si, faute de place, il n'est pas possible de creuser des bassins de sédimentation, on peut :

- endiguer une partie du plan d'eau pour y déposer les sédiments, la difficulté étant d'assurer l'étanchéité du dispositif,

- déverser à même le sol, ou y enfouir, les matériaux extraits à condition que leurs caractéristiques (fluidité, toxicité...) le permettent, de même que celles du sol.

Du fait de leur richesse en nutriments biodisponibles et en matière organique et sous réserve qu'ils ne soient pas toxiques, les sédiments sont un bon amendement agricole.

6.4. Efficacité

Le dragage est un moyen radical de supprimer la charge interne. Il est tout à fait efficace sur le court et le très long terme à condition que :

- la charge externe ait été pratiquement éliminée,
- les sédiments laissés en place, ou mis à nu, soient nettement plus capables de fixer le phosphore que les sédiments extraits ; de ce point de vue les cas les plus favorables sont les plans d'eau qui ont subi de plein fouet l'impact de la civilisation moderne (croissance démographique x progrès technologique x tout à l'égout) des quelques décennies écoulées depuis la fin de la 2ème guerre mondiale, limitant ainsi l'épaisseur à enlever à quelques décimètres (à raison, très approximativement, d'1 cm.an⁻¹ de sédiment déposé),
- l'extraction soit menée de façon précise par un opérateur compétent et consciencieux usant d'un matériel et d'une technique adaptés,
- le site de dépôt soit convenablement calculé, plutôt sur- que sous- dimensionné,
- l'eau de ressuyage soit déphosphatée avant son retour au plan d'eau.

Ce type de traitement convient aux plans d'eau peu profonds, plus sensibles à la charge interne que les lacs profonds, et où l'inactivation risque d'être inefficace. Une autre façon d'utiliser le dragage pour lutter contre l'effet de la charge interne des lacs peu profonds consiste à augmenter leur profondeur de façon telle qu'en été ils puissent développer une stratification thermique stable, limitant ainsi à la seule diffusion la pénétration du phosphore hypolimnique en zone trophogène. Cette façon de concevoir l'efficacité du dragage pour son seul effet physique évite d'avoir à s'interroger sur les caractéristiques chimiques des différentes strates de sédiments et permet d'utiliser un matériel et une technique peu élaborés donc moins coûteux. Cependant, elle conduit à manipuler de telles quantités de sédiments qu'elle est pratiquement irréalisable.

6.5. Effets secondaires indésirables

A condition que l'opération soit convenablement planifiée et conduite, les effets secondaires indésirables sont minimes et de courte durée, tant sur le lac que sur le site de dépôt. Les méfaits d'une turbidité excessive, due par exemple à l'emploi d'un matériel mal adapté, peuvent être limités en entourant la zone draguée par un barrage souple constitué d'une jupe en polyéthylène flottant en surface et lesté à proximité du fond. Il est également recommandé de programmer le dragage de manière à ce qu'il interfère le moins possible avec les différents usages du lac notamment ceux qui sont liés au tourisme. Quant à l'impact que peut avoir l'élimination de la faune benthique sur le fonctionnement global de l'écosystème, il faut avoir conscience que la faune éliminée est d'aussi piètre qualité que son sédiment porteur et que la recolonisation du sédiment mis à nu à partir des sédiments restés en place est extrêmement rapide.

6.6. Coût

Réalisé à grande échelle le dragage est une opération dont le coût est certes très variable mais toujours très élevé eu égard au matériel spécialisé et à la main d'oeuvre qualifiée qu'il requiert. A plus forte raison quand il est mené selon les règles de l'art telles que

précédemment décrites car au surcoût d'une extraction et d'une mise en dépôt sophistiqués s'ajoute le coût de l'étude préalable. On ne peut guère compter que sur la commercialisation éventuelle des sédiments dragués pour diminuer (de peu) l'addition et certainement pas sur l'économie de l'une ou l'autre des conditions d'efficacité précédemment énoncées, le succès dépendant de leur réalisation complète et simultanée. Comparé à l'inactivation, seule technique potentiellement concurrente, le dragage est beaucoup plus cher (x 30 !) sur la seule base du coût par unité de surface. Cette différence tend à s'estomper quand, en se plaçant sur le long terme, on calcule le coût à la fois par unité de surface et par année d'efficacité. Quoi qu'il en soit, l'ampleur du coût du dragage d'un lac de quelque importance fait que ce type de traitement ne peut se concevoir que s'il est pleinement justifié et parfaitement exécuté. Par contre, du fait qu'il utilise un matériel courant et une main d'oeuvre non spécialisée, voire bénévole, le dragage des petits plans d'eau est une opération tout à fait rentable, d'autant plus que les faibles volumes extraits trouvent facilement preneurs pour amender les champs, les jardins et les pelouses voisins.

6.7. Exemples d'application

Largement pratiqué, avec succès, pour gagner de la profondeur et du volume, le dragage l'est également pour améliorer l'état trophique mais les cas sont beaucoup moins nombreux et surtout l'objectif n'est pas toujours atteint faute d'avoir respecté les conditions d'efficacité précédemment évoquées. Le dragage le mieux planifié, le mieux exécuté, le mieux suivi et celui qui a donné le meilleur résultat est sans conteste celui du lac Trummen situé près de la ville de Växjö en Suède méridionale.

Lac Trummen ($S = 1 \text{ km}^2$; $Z_{\text{max}} = 2,1 \text{ m}$). Petit lac peu profond, à faible temps de séjour (4 mois), le lac Trummen était originellement oligotrophe, comme tous les lacs de la région, et utilisé pour la baignade et l'AEP. A partir de la fin des années 20, les progrès de l'assainissement en firent le réceptacle des effluents domestiques et industriels de la ville de Växjö. Trois décennies de ce régime accumuleront une cinquantaine de centimètres d'une vase putride noire et fluide sur un sédiment originellement brun et compact. En 1958 les effluents furent dérivés mais la situation ne s'améliora pas. Le lac restait hypereutrophe et ses eaux continuellement envahies par les cyanobactéries (*Microcystis*) n'offraient qu'une transparence de 10 à 20 cm,... tout simplement parce que les sédiments superficiels étaient à l'origine d'une charge interne énorme, environ 60 fois la charge externe résiduelle. En 1970 et 1971, 600.000 m³ de vases superficielles furent extraits à l'aide d'une drague hydraulique. Pour obtenir l'efficacité maximale, l'opération fut conduite en deux passes successives et la tête de succion spécialement conçue pour éviter de remettre en suspension ces matériaux particulièrement fluides. Des étangs furent creusés à proximité pour recevoir et traiter les vases. Les eaux de ressuyage furent retournées au lac après déphosphatation au sulfate d'aluminium, leur concentration en P chutant de 1000 $\mu\text{g.l}^{-1}$ à 30 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Une fois séchées les vases servirent à amender les parcs, les bords de routes et trouvèrent des débouchés dans la production horticole locale. L'amélioration de l'état du lac fut spectaculaire : la concentration en P passa de 600 $\mu\text{g.l}^{-1}$ à 70 $\mu\text{g.l}^{-1}$, les cyanobactéries disparurent quasiment, la transparence augmenta au point que les herbiers envahirent les berges, les moules d'eau douce (anodontes) réapparurent et le lac put à nouveau être utilisé à des fins récréatives. Les autorités tentèrent de parachever cette amélioration en faisant pratiquer des pêches intensives en 1976 et 1978 de manière à éliminer brèmes et gardons dont l'activité contribue à augmenter la concentration en

P et à stimuler la prolifération algale, tout en épargnant les brochets et les perches, prédateurs des brèmes et des gardons. Cette stratégie de pêche n'ayant pas pu être maintenue, les concentrations de P augmentèrent à nouveau un peu.

7. PRECIPITATION / INACTIVATION

7.1. But et principe d'action

Réduire la concentration en phosphore dans la colonne d'eau soit en le précipitant à l'aide d'une substance appropriée (précipitation) soit en empêchant son relargage à partir du sédiment en recouvrant ce dernier d'une barrière physico-chimique constituée d'un matériau approprié (inactivation).

7.2. Matériel

Alors que la précipitation fait essentiellement appel aux propriétés chimiques des réactifs employés, l'obstacle qu'oppose l'inactivation à la diffusion du phosphore est de nature plus ou moins physique ou chimique selon le type de substance utilisée.

7.2.1. Membranes synthétiques

Quel que soit le matériau de base, plastique ou caoutchouc, une fois déposées sur le sédiment ces membranes étanches s'opposent radicalement aux échanges avec l'eau. Il est nécessaire de lester celles dont la densité est inférieure à 1 (polyéthylène). La plupart du temps il est également recommandé de les perforer de place en place pour que les gaz de fermentation puissent s'échapper évitant ainsi qu'elles ne se gonflent et décollent du sédiment. Déployées en zone littorale et recouvertes de sable ces membranes sont utilisées pour restaurer ou créer des plages.

7.2.2. Gravier, sable et argile

Employés seuls, sans membrane imperméable, le gravier et le sable n'ont pas d'efficacité car ils pénètrent les sédiments dès qu'ils sont un peu meubles. Compte tenu de ses faibles capacités à fixer le phosphore, l'argile ne peut guère être utilisée que comme barrière physique, ce qui oblige à en déposer plusieurs centimètres d'épaisseur. Par ailleurs, sa mauvaise aptitude à sédimenter, surtout la bentonite, nécessite l'emploi d'un agent de précipitation (alu).

7.2.3. Cendres volantes

L'électrofiltration des fumées des centrales électriques fonctionnant au charbon fournit des cendres riches en CaO, MgO, Na₂O et Al⁺⁺⁺. Par ailleurs, la finesse de leur granulométrie leur confère une très grande surface d'échange et une fois déposées en épaisseur suffisante, elles forment une sorte de ciment. Ces propriétés chimiques et physiques jointes à leur faible coût en font d'excellentes candidates à la précipitation / inactivation si, par ailleurs, elles n'étaient pas chargées de métaux lourds et susceptibles d'altérer profondément le pH.

7.2.4. Sels de calcium

Carbonate (CaCO_3 = craie). La craie n'ayant que très peu d'aptitude à fixer le phosphore, elle ne peut guère être utilisée que pour pratiquer l'inactivation par effet de barrière physique, ce qui nécessite d'en déposer une épaisseur suffisante. Il est cependant possible qu'en enrichissant un lac en CaCO_3 on accroisse sa capacité à co-précipiter le phosphore avec la calcite au cours des périodes d'intense activité photosynthétique (printemps). Quand les caractéristiques du lac s'y prêtent le CaCO_3 nécessaire au traitement peut y être directement prélevé soit en zone littorale soit en zone pélagique dans les couches profondes où la craie est de pureté suffisante.

Hydroxyde ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ = chaux). Injectée dans des eaux suffisamment dures (150 mg.l^{-1} de CaCO_3) la chaux y précipite le phosphore et inactive celui du sédiment à condition d'en ajouter suffisamment, jusqu'à 250 mg.l^{-1} . Un traitement efficace ayant pour effet d'augmenter le pH, jusqu'à 2 unités, et d'entraîner un stress momentané des organismes, on limite l'impact en ajoutant une partie du calcium sous forme de carbonate.

Les sels de calcium ont pour avantage d'être dépourvus de toxicité et peu coûteux. De plus leur effet immédiat est d'éclaircir l'eau en précipitant les matières en suspension et en solution, dont les acides humiques qui colorent l'eau en brun et qui forment avec Ca des humates calciques insolubles. Par contre, l'augmentation de pH a pour effet de stimuler la minéralisation de la matière organique des sédiments d'où une "digestion" de ceux-ci conduisant à leur compaction et au relargage d'un flux de P minéral d'autant plus intense que l'inactivation (naturelle ou artificielle) est déficiente. Un autre effet de l'augmentation de pH est de favoriser le développement des cyanobactéries.

Le phénomène de compaction que provoque un épandage de craie en milieu stagnant fait gagner de la profondeur en fonction de la concentration du sédiment en matière organique, donc de façon forcément limitée. Il ne doit pas être confondu avec le "dévasement" obtenu par la craie en milieu courant, lequel n'est qu'un entraînement vers l'aval de la vase déstructurée par l'ion Ca^{++} . Dans un cas il y a changement de forme du phosphore, dans l'autre cas il y a changement de place, mais jamais de véritable extraction du milieu ni d'ailleurs de véritable augmentation de profondeur. En ce sens l'épandage de craie n'a pas à être comparé avec le dragage qui, lui, réalise à la fois l'extraction et le creusement.

7.2.5. Sels de fer

Le fer, dépourvu de toxicité, est un excellent agent de précipitation en raison de l'aptitude de son hydroxyde ferrique (oxydé) ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) à fixer le phosphore. Mais, comme il perd cette propriété en milieu anoxique, la réduction de l'hydroxyde à l'état ferreux entraînant sa dissolution et le relargage du phosphore, ce n'est pas un agent d'inactivation fiable. Encore faut-il relativiser ce défaut en remarquant que l'alternance précipitation - dissolution, quand elle existe, fait du fer un piège dynamique même si l'on observe, par endroits et de temps à autre, des pics de phosphore. Un autre inconvénient réside dans l'acidification des milieux

faiblement tamponnés provoquée par l'introduction du fer sous forme de chlorure ou de sulfate, sels d'acides forts à réaction acide. Inconvénient auquel il est facile de remédier en corrigeant le pH à l'aide de craie ou de chaux, et qu'on peut éviter en utilisant les hydroxydes ferriques issus de la déferrisation des eaux de nappe, à condition qu'ils ne soient pas déjà trop chargés en phosphore ($Fe/P > 18$ en poids).

7.2.6. Sels de zirconium

Le tétrachlorure de zirconium est un excellent agent de défécation mais il est très coûteux.

7.2.7. Sels de lanthane

Le chlorure de lanthane est en mesure de précipiter efficacement le phosphore, mais sa toxicité en interdit l'emploi.

7.2.8. Sels d'aluminium

Si l'aluminium détient le monopole de la précipitation / inactivation c'est en raison de l'excellente aptitude de son hydroxyde $Al(OH)_3$ à fixer le phosphore et ce, même dans les conditions anoxiques que l'on trouve fréquemment à l'interface eau/sédiment des lacs pollués par les phosphates. De plus, il peut être introduit sous forme d'aluminate de sodium, $NaAlO_2$, sel de base forte à réaction basique aussi bien que sous forme de sulfate d'aluminium, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, sel d'acide fort à réaction acide, ce qui, convenablement dosé, permet de contrôler le pH. C'est en effet du pH que dépend l'efficacité, et la toxicité, du traitement.

pH < 6. En milieu acide, l'ion Al^{+++} toxique domine.

6 < pH < 8. Aux environs de la neutralité, l'hydroxyde $Al(OH)_3$ domine et sa polymérisation forme un floc blanchâtre qui sédimente. Le phosphore est alors entraîné soit par adsorption chimique des orthophosphates sur l'hydroxyde soit par entraînement physique du phosphore particulaire au sein du floc. Le phosphore organique soluble est très peu fixé et précipité. Aux concentrations relativement faibles de phosphore rencontrées dans les lacs, on ne peut guère envisager la précipitation de phosphate d'aluminium ($AlPO_4$).

pH > 8. En milieu alcalin, résultant par exemple de l'activité photosynthétique, l'aluminate AlO_2 domine, lequel est toxique et dépourvu de pouvoir de fixation.

Le sulfate d'aluminium, ou sulfate d'alumine, est commercialisé sous forme solide (plaques, pains, poudre) titrant 57-58 % d' $Al_2(SO_4)_3$ ou sous forme dissoute titrant 26/28 % d' $Al_2(SO_4)_3$. L'alun est par définition un sulfate double d'aluminium et de potassium. Parfois il désigne le sulfate d'aluminium seul. L'alun ferrique est un sulfate double d'aluminium et de fer provenant de la dissolution de la bauxite ferrique par de l'acide sulfurique. Appeler alun de fer le sulfate de fer est tout à fait incorrect mais assez souvent pratiqué.

7.3. Méthodes

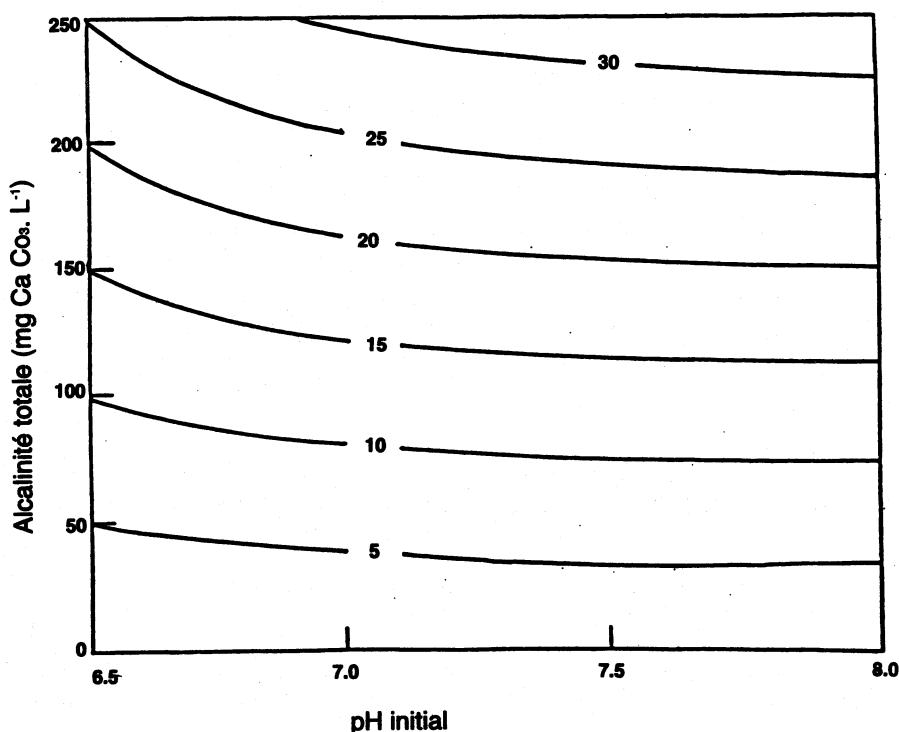
7.3.1. Posologie

Compte tenu de la généralisation de son emploi et des risques de toxicité qui lui sont attachés, seul le cas de l'aluminium est développé. Les doses d'Al qu'il convient d'utiliser sont fonction de l'effet recherché, simple précipitation ou inactivation.

Précipitation. On injecte juste ce qu'il faut d'Al pour obtenir le taux de déphosphatation désiré dans la colonne d'eau au moment précis du traitement. Les quantités à injecter sont déterminées à partir de tests identiques à ceux utilisés pour déphosphater les eaux usées. La précipitation ne requérant que de faibles concentrations d'Al, il n'y a que très peu de risques de voir apparaître des ions Al^{+++} toxiques en solution.

Inactivation. On injecte le maximum d'Al de manière à ce que la couche d'hydroxyde déposée sur le sédiment ait une épaisseur maximale. Cette valeur maximale est régie par la toxicité d' Al^{+++} et tient compte du pH et de l'alcalinité. Si le pH reste compris entre 5,5 et 9, la concentration en Al^{+++} reste inférieure à $50 \mu\text{g.l}^{-1}$, valeur considérée comme limite supérieure de ce qui est environnementalement acceptable. Compte tenu de l'acidification provoquée par l'ajout de sulfate d'Al on limite ce dernier de manière à ce que le pH reste supérieur à 6. Pour déterminer la dose convenable on dispose de deux méthodes :

- directement en testant des échantillons d'eau avec une solution de sulfate d'Al de concentration connue.
- indirectement en se rapportant au graphique de la figure 46 après avoir mesuré le pH initial de l'échantillon d'eau ainsi que son alcalinité totale, exprimée en $\text{mg Ca Co}_3 \text{ l}^{-1}$.



46. Concentrations en sulfate d'aluminium (en mg Al.l^{-1}) qui font chuter le pH à 6 pour diverses alcalinités totales et pH initiaux (d'après Cooke *et al.*, 1993).

Le caractère basique de l'aluminate de sodium permet de traiter les lacs faiblement tamponnés où l'injection de sulfate d'Al fait rapidement chuter le pH en dessous de 6. Par ailleurs, en combinant les deux réactifs on peut maîtriser le pH tout en introduisant plus d'Al qu'avec un seul, d'où une inactivation plus efficace en terme de durée et d'intensité. On peut aussi utiliser des solutions tamponnées ($\text{Na Al O}_2 + \text{H Cl}$) et ($\text{Al}_2 (\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O} + \text{Ca CO}_3$) mais les quantités d'Al mises en oeuvre sont plus faibles. A noter cependant que la chute de pH provoquée par l'introduction de sulfate d'Al contribue également à éliminer les cyanobactéries, ces dernières ne proliférant guère à pH acide.

7.3.2. Profondeur d'épandage

La précipitation se fait par épandage de surface. L'inactivation peut également se faire par épandage de surface, mais quand le but est de traiter un sédiment pélagique bien délimité, on préfère pratiquer une injection hypolimnique. On économise ainsi du réactif et on évite qu'une éventuelle concentration excessive en Al, ou un pH trop bas, ne vienne perturber la zone trophogène. Si, pour des raisons de facilité, l'inactivation doit être pratiquée par épandage superficiel, il est indispensable d'évaluer convenablement la quantité de réactif nécessaire.

7.3.3. Zone d'épandage

Pour éviter les sur- ou sous-dosages, et les risques de toxicité ou d'inefficacité associés, il convient de quadriller le lac, de baliser chaque quadrat et de déterminer pour chacun d'entre eux la quantité de réactif à injecter en tenant compte de la hauteur de la colonne d'eau et des concentrations d'Al à atteindre dans chaque couche d'eau, elles mêmes déterminées d'après la méthode décrite précédemment et en fonction de l'effet désiré.

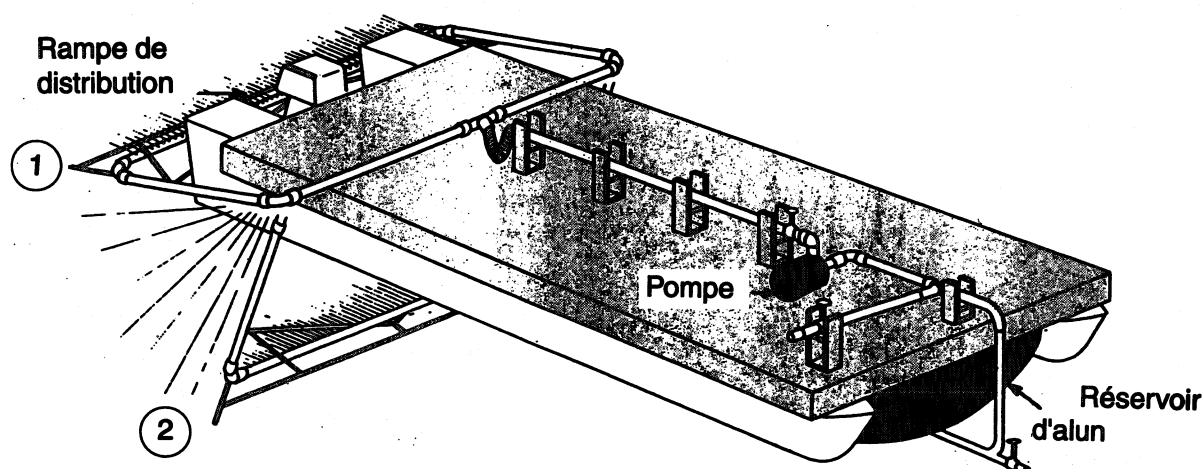
7.3.4. Période d'épandage

La période importe peu pour une inactivation par voie hypolimnique. Par contre, une injection superficielle doit avoir lieu à la fin de l'hiver de manière à toucher un phosphore essentiellement minéral (soluble) réparti uniformément dans toute la colonne d'eau. Il est particulièrement déconseillé d'inactiver par voie superficielle en pleine période de production. La sédimentation brutale d'importantes quantités d'algues entraînerait une anoxie catastrophique des eaux profondes, à moins que, prisonnières du floc, les bulles d'oxygène produites par la photosynthèse ne l'empêchent de couler et l'aident à dériver vers les berges nuisant ainsi à l'efficacité du traitement... et à l'esthétique du plan d'eau.

7.3.5. Système d'épandage

Réalisés en Suède, les premiers épandages de sulfate d'aluminium mirent en oeuvre un produit solide à granulométrie variée de manière à ce qu'il se dissolve à différentes profondeurs pour traiter la colonne d'eau sur toute sa hauteur. Actuellement, les traitements

d'envergure utilisent des solutions commerciales de sulfate d'Al. Stockée sur la barge d'intervention la solution mère est diluée à 50 % avec de l'eau prélevée en surface avant d'alimenter une rampe d'injection, perforée sur toute sa longueur, et dont la profondeur est réglable (fig. 47). Pour traiter de petits plans d'eau en injection de surface, le principe peut rester le même, le traitement étant conduit à partir du bord ou d'une embarcation avec un matériel simplifié : seaux et poubelles en plastique pour dissoudre, diluer et stocker les réactifs, pompe à main pour transférer les solutions et tuyau de PVC perforé pour distribuer le produit. Encore plus simplement on peut utiliser une embarcation propulsée par un moteur hors-bord : la coque (en matériau plastique et à caissons étanches) sert de volume de stockage, le réactif sort par l'orifice de vidange et le moteur assure la dispersion et le mélange du produit. Une façon plus statique d'opérer consiste à laisser se dissoudre des pains de réactifs suspendus à des flotteurs en pleine eau, la dispersion étant assurée par l'hydrodynamique naturelle.



47. Barge équipée d'un système d'épandage de sulfate d'aluminium (alun).
 1. position haute de la rampe de distribution pour épandage de surface
 2. position basse de la rampe de distribution pour épandage profond.
 (d'après Gasperino et al., 1980).

7.3.6. Combinaison de méthodes

Pour éviter la présence d' Al^{+++} dans l'épilimnion on peut appliquer une inactivation hypolimnique au sulfate d'aluminium et compléter selon le besoin, par des chaulages de surface. En cas d'utilisation de sels de fer et de risque d'anoxie, on peut combiner l'inactivation avec une aération hypolimnique (voir plus loin). Si le sédiment peut être mis à l'air libre, l'inactivation, physique ou chimique, est grandement facilitée et, pour peu que les couches superficielles soient décapées, son efficacité est améliorée.

7.4. Efficacité

Précipitation. Du fait qu'elle ne met en oeuvre que de faibles doses de réactif, la précipitation n'a qu'une efficacité limitée : elle n'intéresse que les rares cas où la charge interne n'est pas impliquée, son effet est de courte durée (1 an), et le P organique dissous étant peu précipité, des développements de cyanobactéries peuvent encore avoir lieu. L'efficacité à très court terme de la chaux, jointe à son faible coût, la destine à des traitements répétitifs comme ceux qu'il est nécessaire d'appliquer dans les plans d'eau à faible temps de séjour. De plus son absence de toxicité lui permet de remplacer avantageusement les algicides. Encore faut-il que les caractéristiques chimiques de l'eau à traiter conviennent et que le pH soit maîtrisé.

Inactivation. Par principe l'inactivation est beaucoup plus efficace sur le long terme (plus de 10 ans). Encore faut-il que la charge externe ait été pratiquement éliminée. Les meilleurs candidats sont à priori les lacs creux et profonds, mono ou dimictiques :

- l'exiguïté de leur zone littorale, source potentielle de phosphore, leur assure une alimentation de la zone trophogène quasi exclusivement par la charge interne pélagique,
- leur profondeur assure une stratification thermique suffisamment intense pour que la charge interne pélagique soit bien marquée et que le floc déposé reste bien en place.

Mais les lacs peu profonds ou ceux dont la zone littorale est très développée méritent tout autant d'être traités car l'épandage d'un inactivateur chimique accroît le pouvoir de fixation de sédiments déficients même en conditions aérobies, que la déficience tienne à une insuffisance originelle, à une saturation acquise ou à un pH très élevé. De plus l'inactivation s'oppose à la remontée du phosphore résultant de la migration verticale des cyanobactéries. Enfin, même s'il perd de son pouvoir d'inactivation, le floc remis en suspension garde ses capacités à fixer et à précipiter le phosphore. Pour atteindre une efficacité maximale dans les lacs dont la charge interne d'origine littorale n'est pas négligeable il est recommandé d'utiliser un traitement de type combiné : épandage de sels d'Al pour traiter l'hypolimnion et de sels de Ca ou de Fe pour traiter la zone littorale. Les lacs de barrage, les réservoirs et autres retenues artificielles ne sont pas des cas favorables à l'inactivation dans la mesure où leur charge externe est souvent difficile à réduire de façon significative et leur temps de séjour généralement court favorise l'entraînement du floc.

7.5. Effets secondaires indésirables

Mis à part l'augmentation de la concentration de l'ion toxique Al^{+++} , que l'on peut limiter en suivant les directives énoncées plus haut, l'inactivation aux sels d'Al ne présente pas d'effet secondaire à caractère véritablement nocif. On a évoqué la toxicité chronique, la bioaccumulation, la gêne physique due au floc. Rien n'a jamais été mis en évidence en vraie grandeur et à long terme. L'augmentation de la transparence résultant d'un traitement efficace a pour effet de stimuler la prolifération d'un phytoplancton jusque là limitée par la lumière. Elle a également pour effet d'accroître la profondeur de la colonisation par les macrophytes donc la superficie de la zone colonisée. Ces effets secondaires peuvent, dans certains cas, être considérés comme indésirables.

Sans doute un épandage de craie insuffisant pour provoquer une inactivation efficace a-t-il quand même pour effet à court terme d'éclaircir l'eau et à plus long terme de compacter le sédiment. Mais, mis à part que le gain de profondeur obtenu n'a rien de commun avec ce que

réalise un dragage, le résultat est surtout d'accroître la charge interne en phosphore, ce qui est exactement contraire au but poursuivi. La remarque vaut aussi pour le calcium présenté sous forme de sulfate (gypse) d'autant plus que les sulfures résultant de la réduction des sulfates en milieu anoxique se lient au fer de façon difficilement réversible (sulfure de fer insoluble) et l'empêchent de fixer le phosphore. La remarque vaut également lorsque la craie est "dopée" de bactéries (bioadditifs) supposées digérer la vase. Cette « amélioration » justifie l'augmentation du prix de vente du produit mais n'ajoute guère à son efficacité. Les bactéries naturellement présentes dans le sédiment sont beaucoup plus nombreuses que celles introduites par le traitement et parfaitement adaptées à minéraliser sa matière organique, seul le pH trop acide les en empêche.

7.6. Coût

Le coût dépend de l'effet recherché ainsi que des réactifs, du matériel et de la main d'oeuvre utilisés.

Effet : l'inactivation est beaucoup plus coûteuse que la précipitation plus simple à appliquer et surtout moins gourmande en réactifs.

Réactifs : l'aluminium est moins coûteux lorsqu'il est apporté sous forme de sulfate d'Al que sous forme d'aluminate de sodium ; mais la différence de prix tient surtout au conditionnement, cristallisé moins coûteux qu'en solution et aux rabais sur quantité

Matériel : il est tout à fait possible d'utiliser un matériel de construction artisanale, simple dans son principe, du type de celui utilisé lors des premiers essais ; le coût est faible et les performances aussi ; des progrès considérables ont été réalisés pour améliorer ces dernières en jouant sur trois facteurs :

- * augmentation de la taille et de la mobilité des machines en équipant celles qui servent au gros faucardage de rampes capables de traiter une bande de 15 m de large
- * augmentation des quantités de réactif embarqué (plus de 10 tonnes)
- * amélioration de la précision du parcours en guidant l'embarcation par un système de navigation
- * amélioration de la précision du dosage des réactifs en l'assistant par ordinateur.

Main d'oeuvre : c'est le poste le plus coûteux, le coût dépendant bien sûr de la superficie à traiter et des quantités à injecter, mais aussi des performances du matériel utilisé ; les améliorations évoquées plus haut ont permis de faire chuter le nombre de journées de travail / ha traité de 4,6 à 0,06, ce qui compense largement le surcoût du matériel.

Finalement, le coût de ce type de traitement est assez variable et apparemment élevé sur le court terme. Mais, calculée sur un long terme de 10 ans et plus, l'inactivation est d'un excellent rapport coût/bénéfice, en tout cas bien meilleur que celui du dragage. Il n'en reste pas moins que ce dernier présente l'avantage majeur d'extirper radicalement la source du mal qu'est le sédiment.

7.7. Exemples d'application

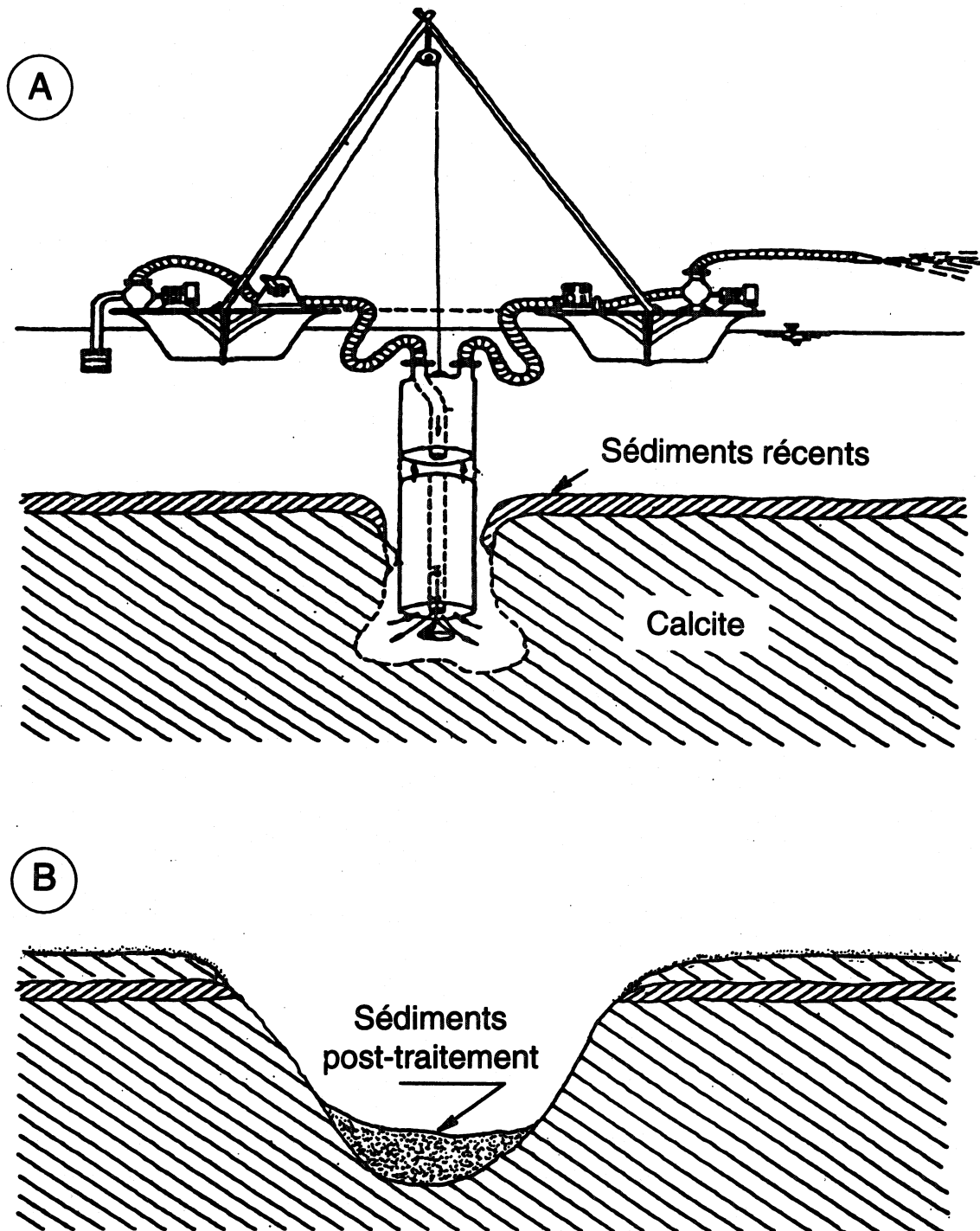
Traité en 1962 par des sels ferriques, le réservoir de Dorrrecht (Pays-Bas) semble avoir été le premier essai de précipitation. C'est en Suède, sur le lac Langsjön, qu'a été réalisée la première précipitation au sulfate d'Al, en 1968. Depuis, les traitements se sont multipliés, tout particulièrement aux Etats-Unis et surtout par inactivation. La plupart se sont montrés efficaces pour réduire la concentration en phosphore, limiter les nuisances d'origine algale et améliorer l'état trophique. Les échecs sont dus à de mauvaises conditions d'application : charge externe insuffisamment traitée, dosage insuffisant, brassage intense. Alors que l'efficacité dépasse la douzaine d'années, le record de superficie traitée appartient au lac Annabessacook (Maine - USA) avec 1,21 km² et celui de quantité de réactif utilisé est détenu par le lac Medical (Washington - USA) avec 936 tonnes.

Annabessacook lake (S = 574 ha ; Zmax = 17 m). La charge interne de ce lac eutrophe à faible réserve alcaline (20 mg.l⁻¹ de Ca CO₃) continuait à provoquer des blooms algaux alors que la charge externe avait été significativement abattue à la suite de la dérivation d'effluents domestiques. Pendant l'été 1978 un mélange de sulfate d'Al et d'aluminate de sodium fut épandu en 18 jours dans l'hypolimnion, ce qui représentait une superficie de 121 ha, à raison de 25 g.m⁻³ d'Al pour la zone 8-10 m et 35 g.m⁻³ pour la zone de 10 m - fond. La charge interne fut réduite de 65 %, de 1800 à 625 kg de P, et les blooms de cyanobactéries disparurent.

Medical lake (S = 64 ha ; Zmax = 18 m). La forte charge interne de ce lac eutrophe à eau très dure (750 mg.l⁻¹ de Ca CO₃) a été précipitée en août et septembre 1977 par 936 tonnes de sulfate d'Al (12,2 mg.l⁻¹ d'Al). le P-PO₄ et le P-tot. diminuèrent respectivement de 90 % et 30 %, la chlorophylle (a) de 87 %, le phytoplancton passa d'une dominante de cyanobactéries à une dominante de chlorophycées et de cryptophycées. Le zooplancton vit son peuplement de rotifères remplacé par des crustacés. En 1980, l'introduction de 31.000 truites arc-en-ciel remit en cause le succès du traitement : chassant à vue les daphnies d'autant plus efficacement que le traitement avait éclairci l'eau et amélioré l'oxygénation de l'hypolimnion, les truites réduisirent cette population de brouteurs particulièrement efficaces au point que le phytoplancton se mit à proliférer à nouveau.

Parmi les nombreux traitements par inactivation physique, celui du Rudower See (ex RDA) quoiqu'expérimental, mérite d'être signalé pour son originalité.

Rudower See (S = 140 ha ; Zmax = 6 m). La plaine centrale de ce lac peu profond est constituée d'une accumulation de sédiments à forte concentration de calcite. Les sédiments récents, superficiels, sont beaucoup plus riches en phosphore que les sédiments profonds, plus anciens. Pour diminuer la charge interne dont ils sont responsables, ils ont été recouverts d'une couche de calcite prélevée en profondeur. Un désagrégateur hydraulique a été utilisé pour disperser cette ancienne calcite, compacte (fig. 48-a). Par ailleurs il est prévu que les dépressions créées par l'extraction de la calcite concentrent les produits de la future sédimentation, diminuant d'autant la surface de contact avec l'eau surnageante et les possibilités de relargage du phosphore (fig. 48-b).



48. Méthode de recouvrement de sédiments à partir de calcite profonde.
 a. ensemble du dispositif
 b. piégeage des sédiments post-traitement dans les excavations.
 (d'après Klaper, 1992).

8. DILUTION / CHASSE

8.1. But et principe d'action

Limiter la prolifération phytoplanctonique en introduisant dans le lac

- soit une eau très pauvre en phosphore à un débit pas forcément élevé de manière à diluer le phosphore du lac (dilution)
- soit un débit élevé d'une eau pas forcément pauvre en phosphore de manière à chasser les cellules algales plus vite qu'elles ne se multiplient (chasse).

8.2. Matériel

L'apport d'eau est pratiqué de trois façons :

- par pompage de l'eau du lac de manière à intensifier l'introduction d'eaux souterraines pauvres en phosphore
- par introduction d'une eau prélevée dans le réseau de distribution ce qui assure une eau de qualité, à faible débit
- par introduction d'une eau prélevée dans le réseau hydrographique de surface voisin (rivière, canal, lac) ce qui assure un débit élevé.

Il faut, par ailleurs, veiller à ce que l'exutoire soit capable de supporter l'augmentation de débit, particulièrement élevé dans les cas de traitement par chasse.

8.3. Méthode

Théoriquement le mécanisme mis en jeu dans ce type de traitement est semblable à celui qui régit le fonctionnement d'une culture d'algues en continu où la biomasse algale actuelle résulte de la biomasse maximale permise par [P] et de l'élimination d'une fraction de cette biomasse sous l'influence du débit. Il existe cependant deux phénomènes essentiels qui, absents des cultures en continu, sont de nature à modifier [P] dans les lacs :

- la charge interne qui fait croître [P]
- la sédimentation qui fait décroître [P].

Etant donné que la sédimentation est d'autant plus efficace que le temps de séjour est plus long, on se trouve dans la situation paradoxale où, en diminuant le temps de séjour, l'apport d'une eau de dilution diminue l'efficacité de la sédimentation et fait croître [P], ce qui est contraire au but de l'opération. En fait, tout dépend des concentrations et des débits respectifs ainsi que de l'échéance de la prévision.

A court terme, et à condition que le débit introduit soit en mesure de provoquer un renouvellement minimum de plusieurs % par jour, le phosphore peut-être considéré comme élément conservatif et le terme de sédimentation peut être négligé dans l'équation d'équilibre massique :

$$V \cdot d [P_L] / dt = Q [P_A] - Q [P_L] \text{ dont la solution est}$$

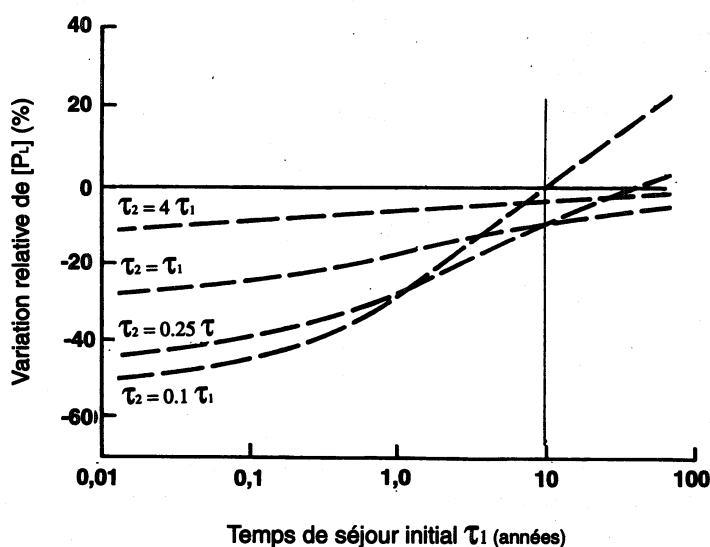
$[P_L] = [P_L]_0 e^{-\frac{1}{\tau} t} + [P_A] (1 - e^{-\frac{1}{\tau} t})$ qui donne la concentration le lac $[P_L]$ en fonction du temps t (pour la signification des symboles voir 4.1.2.).

A long terme, la sédimentation ne peut plus être négligée et il faut utiliser l'équation d'équilibre massique de Vollenweider / OCDE dont, on l'a vu, la solution à l'équilibre est :

$$[P_L] = [P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$$

Approximation valable si la charge interne est négligeable. Sinon il est préférable d'utiliser la forme "à court terme" pour évaluer le pic estival. De cette solution à l'équilibre le paradoxe signalé précédemment apparaît très clairement : la dilution fait diminuer $[P_A]$ et augmenter $1 / (1 + \sqrt{\tau})$. En fait, si on introduit une eau dont la concentration en phosphore n'est que 40 % celle des affluents, à un débit 10 fois supérieur au leur, le résultat dépend du temps de séjour initial (τ) :

- si $\tau > 10$ ans, $[P_L]$ augmente (l'augmentation de $1/(1 + \sqrt{\tau})$ l'emporte sur la réduction de $[P_A]$) ,
- si $\tau < 10$ ans, $[P_L]$ diminue (la réduction de $[P_A]$ l'emporte sur l'augmentation $1/(1 + \sqrt{\tau})$) (fig. 49).



49. Variation relative de $[P_L]$ en fonction du temps de séjour initial τ_1 pour différents temps de séjour finaux τ_2 (d'après Welch, 1981).

8.4. Efficacité

Pour que la dilution soit efficace, en terme de réduction de $[P_L]$, il faut que $[P_A] < [P_L]$ l'efficacité de l'opération étant d'autant meilleure que $[P_L] - [P_A]$ est plus élevée. L'idéal est d'introduire un faible débit d'une eau très pauvre en phosphore. S'il y a un apport fortement concentré, il faut le détourner pour accroître l'efficacité de l'eau de dilution. Si le détournement est impossible il faut augmenter le débit de l'eau de dilution. Si on ne dispose que d'une eau moyennement à fortement chargée en P il faut renoncer à la dilution et pratiquer la chasse. Pour que la chasse soit efficace il faut disposer d'un débit suffisant pour

que le taux d'entraînement soit aussi proche que possible du taux de croissance algale : le taux de renouvellement hydraulique doit être d'au moins 10 à 15 % par jour. L'expérience montre que l'efficacité du traitement ne tient pas qu'aux simples phénomènes de dilution / chasse mais aussi à d'autres processus induits par eux.

8.5. Effets secondaires indésirables

Les effets secondaires indésirables susceptibles d'être provoqués par ce type de traitement sont peu nombreux. Ils tiennent d'une part à la qualité de l'eau de dilution dont il convient de vérifier l'absence de toxicité et d'autre part à l'augmentation des débits qui peut entraîner la faune piscicole et perturber le réseau hydrographique aval.

8.6. Coût

Le coût est très variable et fonction de la proximité et du prix de l'eau de dilution aussi bien que de l'ingénierie à mettre en oeuvre à l'amont comme à l'aval. Cependant, il doit être considéré dans sa globalité et par rapport à l'utilisation : la dilution d'un lac peut coûter moins cher que la maintenance et le fonctionnement d'une piscine municipale, pour plus de baigneurs ! Il est certain que si l'eau est payante, seuls les petits plans d'eau peuvent être traités mais s'il s'agit d'une eau destinée à l'irrigation, on peut réduire le coût de l'opération en délivrant l'eau après lui avoir fait traverser le lac à traiter. Quoiqu'il en soit c'est généralement moins le coût que la possibilité de trouver de l'eau convenable qui limite l'application de la technique, tout particulièrement en été, quand on en a le plus besoin.

8.7. Exemples d'application

Le premier traitement par chasse fut appliqué au Rotsee, un petit lac situé en Suisse, près de la ville de Lucerne.

Rotsee ($S = 460$ ha, $Z_{\max} = 16,3$ m). En 1921-1922 les eaux d'une rivière voisine, la Reuss, furent dérivées vers le lac si bien que son temps de séjour passa de 3 ans à 3 mois. Ce ne fut pas suffisant pour entraîner la biomasse de façon significative d'autant plus que la Reuss, polluée par les effluents de la ville de Lucerne située à l'amont, n'offrait qu'une eau de piètre qualité. En 1933 on arrêta de déverser les effluents directement dans le lac, sans succès. Il a fallu attendre le début des années 70 pour que le lac s'améliore très nettement à la suite de l'assainissement de la ville de Lucerne qui divisa par 10 les concentrations en phosphore dans la Reuss.

Parmi les traitements de dilution / chasse, les mieux documentés figurent ceux du Green Lake et du Moses Lake, deux lacs situés dans l'Etat de Washington (USA).

Green Lake ($S = 104$ ha, $Z_{\max} = 8,8$ m). D'une profondeur moyenne de 3,8 m il est alimenté par les eaux du ruissellement urbain de la ville de Seattle. A cette charge externe s'ajoute une importante charge interne d'autant plus efficace que la profondeur est relativement faible. A partir de 1962 de l'eau du réseau de distribution municipal y fut

déversée en quantité telle que le temps de séjour tomba de 15 à 5 mois. Compte tenu de la très faible concentration en phosphore de l'eau injectée ($10 \mu\text{g.l}^{-1}$) la dilution fut particulièrement efficace. Après cinq années de traitement, la transparence estivale était multipliée par 4, la chlorophylle réduite de 90 % et le P-tot de 50 %. A la fin des années 70, le débit des apports d'eau municipale fut réduit. Le traitement fut arrêté en 1982. Devant la réapparition d'importantes fleurs d'eau à cyanobactéries la dilution fut remise en route. Compte tenu du coût de l'opération on étudia d'autres solutions : autres sources d'eau moins chères, injection limitée à l'été, autres techniques telles que le détournement des apports et l'aération. Ces dernières semblent à priori nettement moins bonnes que la dilution pour résoudre le problème dont l'essentiel est dû à la charge interne.

Moses Lake ($S = 2753 \text{ ha}$, $Z_{\text{max}} = 11,6 \text{ m}$). Constitué de plusieurs bras, ce lac de forme très irrégulière fut dilué par l'eau de la Columbia River, beaucoup moins riche en phosphore que son tributaire naturel, $25 \mu\text{g.l}^{-1}$ contre $148 \mu\text{g.l}^{-1}$ de P tot. Introduite à partir de 1977, au printemps et en été, à raison de 10 à $20 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, cette eau ramena le P tot du lac de 150 à $86 \mu\text{g.l}^{-1}$, la chlorophylle (a) de 45 à $21 \mu\text{g.l}^{-1}$, la transparence augmentant de $0,9$ à $1,5 \text{ m}$ avec des pics à 4 m . Le temps de séjour était de 6 à 10 jours dans le bras récepteur et de 50 à 100 jours dans l'ensemble du lac mais l'amélioration toucha tout le lac. En 1982, le dispositif fut amélioré en installant un pompage pour alimenter un bras isolé. L'étude approfondie de ce cas a laissé entrevoir que des facteurs autres que le simple phénomène de dilution pouvaient être responsables de la diminution de la biomasse algale et tout particulièrement de celle des cyanobactéries :

- limitation par l'azote provoquée par l'entraînement des cyanobactéries fixatrices dont les taux de multiplication et de croissance sont plus faibles que ceux des autres espèces,
- dilution des produits d'excrétion des cyanobactéries qui s'opposent à la croissance des autres espèces,
- induction d'une déficience en fer,
- enrichissement en CO_2 ,
- déstabilisation de la colonne d'eau,
- stimulation de la croissance du zooplancton.

9. DESTRAFICATION

9.1. But et principe d'action

Détruire la stratification thermique ou empêcher qu'elle ne s'installe, de manière à réduire la prolifération du phytoplancton, ou à améliorer sa composition spécifique, en mettant en oeuvre au moins l'un des processus suivants :

- 1) entraîner les cellules algales en profondeur de manière à les obliger à vivre plus longtemps à l'obscurité réduisant ainsi leur activité photosynthétique ;
- 2) intensifier le contact des eaux avec l'atmosphère et faire remonter les couches hypolimniques riches en CO₂ de manière à augmenter la concentration de ce dernier dans la zone trophogène et à y diminuer le pH éliminant ainsi les cyanobactéries au profit d'algues moins nuisantes et plus consommables par le zooplancton ; cette élimination des cyanobactéries est expliquée par leur moindre capacité à absorber le CO₂ à forte concentration et par l'intensification de l'activité lytique des virus cyanophages à faible pH ;
- 3) distribuer le zooplancton à de plus grandes profondeurs, mal éclairées, pour qu'il échappe à la prédation des poissons qui chassent à vue et puisse augmenter sa pression de broutage sur le phytoplancton ;
- 4) amener des eaux de surface, riches en O₂, au contact du sédiment pour y maintenir le fer à l'état oxydé et empêcher le relargage du phosphore ;
- 5) provoquer la mise en suspension de vases pour augmenter la turbidité et diminuer la photosynthèse ;
- 6) provoquer des variations rapides de pression hydrostatique nuisibles aux cyanobactéries vacuolisées ;
- 7) détruire la stabilité de la colonne d'eau qui favorise les cyanobactéries (flottantes) au détriment des chlorophycées (neutres) et des diatomées (coulantes) et rétablir ainsi « l'égalité des chances ».

9.2. Matériel

Le matériel utilisé pour empêcher l'eau de se stratifier ou pour détruire une stratification déjà établie se divise en deux grandes catégories : les systèmes à injection d'air et les systèmes à mélange mécanique.

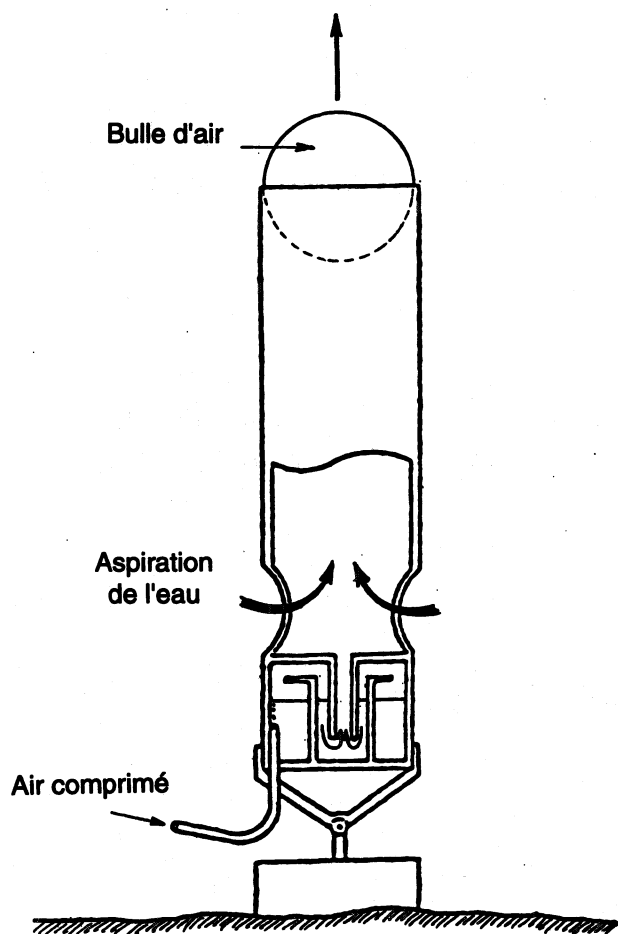
9.2.1. Systèmes à injection d'air

On introduit des bulles d'air en profondeur pour que leur mouvement ascendant entraîne l'eau environnante. Le débit d'eau entraîné par ce phénomène d'air lift est fonction de la profondeur d'injection et du débit de l'air injecté. En conditions de stratification établie l'air est injecté à la profondeur maximale et l'eau n'est généralement mélangée qu'au dessus du point d'injection. Si le lac n'est pas encore stratifié, une injection à proximité de la surface peut empêcher la stratification de s'établir. Le système d'injection est constitué soit d'un ou de plusieurs diffuseurs ponctuels, soit d'un tuyau percé de trous. On considère qu'un mélange complet est obtenu pour un débit d'au moins $9,2 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. L'air est fourni par un ou

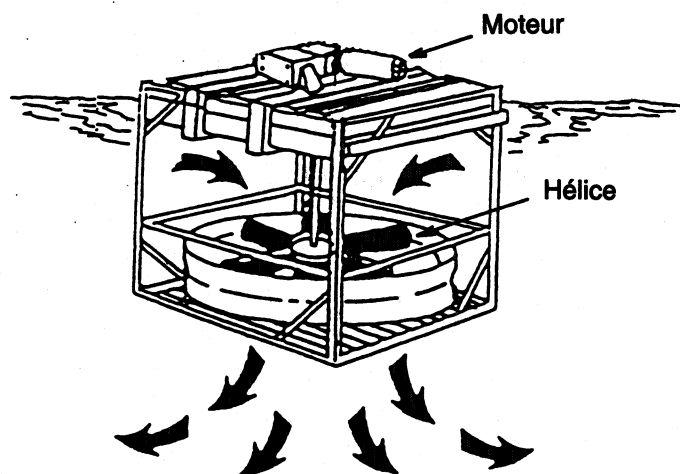
plusieurs compresseurs installés sur des pontons ou sur la berge. Très généralement actionnés par un moteur électrique ou à combustion interne, ces compresseurs peuvent aussi l'être à partir d'autres sources d'énergie (éolienne, solaire). Il existe un système tout à fait original et efficace qui utilise de l'air comprimé mais qui fonctionne de façon discontinue : le canon hydraulique (fig. 50). De l'air est introduit dans une chambre située à la base d'un tube vertical. Quand la chambre est pleine, l'air en est chassé d'un seul coup par un système de siphonnage inversé. En montant dans le « canon » la grosse bulle ainsi formée entraîne l'eau hypolimnique. Le maximum d'efficacité est obtenu en réglant le débit d'arrivée d'air de manière à ce qu'il y ait toujours une bulle dans le canon.

9.2.2. Systèmes à mélange mécanique

Moins utilisés que les systèmes à injection d'air, les systèmes à mélange mécanique mettent l'eau en mouvement soit avec des pompes conventionnelles (à diaphragme), soit avec des pompes hélice à flux axial, soit encore à l'aide de jets d'eau. L'avantage de tels systèmes est de ne pas limiter le mouvement de l'eau à la verticale ascendante : ils peuvent aussi induire des mouvements verticaux descendants et même des mouvements obliques. Leurs inconvénients sont d'être plus délicats à mettre en oeuvre, plus coûteux et plus encombrants que les systèmes à injection d'air. En assurant un fort débit non par une vitesse linéaire élevée mais par une section importante qu'autorise l'emploi d'une grande hélice, le destratificateur de Garton est particulièrement performant en termes de rapport efficacité/énergie consommée (fig. 51).



50. Canon hydraulique (d'après Landry, 1977).



51. Pompe de Garton (d'après Giles, 1988).

9.3. Méthode

Quel que soit le système utilisé il convient de respecter un certain nombre de recommandations concernant les points suivants.

9.3.1. Le dimensionnement

Le sous-dimensionnement conduit évidemment à un mélange incomplet des strates. S'il s'agit d'un système à mélange mécanique, à mouvement vertical descendant, du type pompe de Garton, une couche anoxique reste au contact du sédiment ce qui favorise le relargage du phosphore. S'il s'agit d'un système à injection d'air, une microstratification se développe à la surface, ce qui contribue à stimuler la prolifération algale. L'un ou l'autre des 2 types de systèmes est capable d'intervenir efficacement sur des lacs peu ou moyennement profonds. Pour les lacs profonds il est bon de combiner un système à mélange mécanique en surface avec un système à injection d'air au fond. Par ailleurs, le nombre d'appareils à placer doit tenir compte de la taille du lac et de l'étendue de la zone traitée par appareil. Le sur-dimensionnement provoque une remise en suspension des sédiments et une distribution de ceux-ci dans toute la colonne d'eau.

9.3.2. L'emplacement

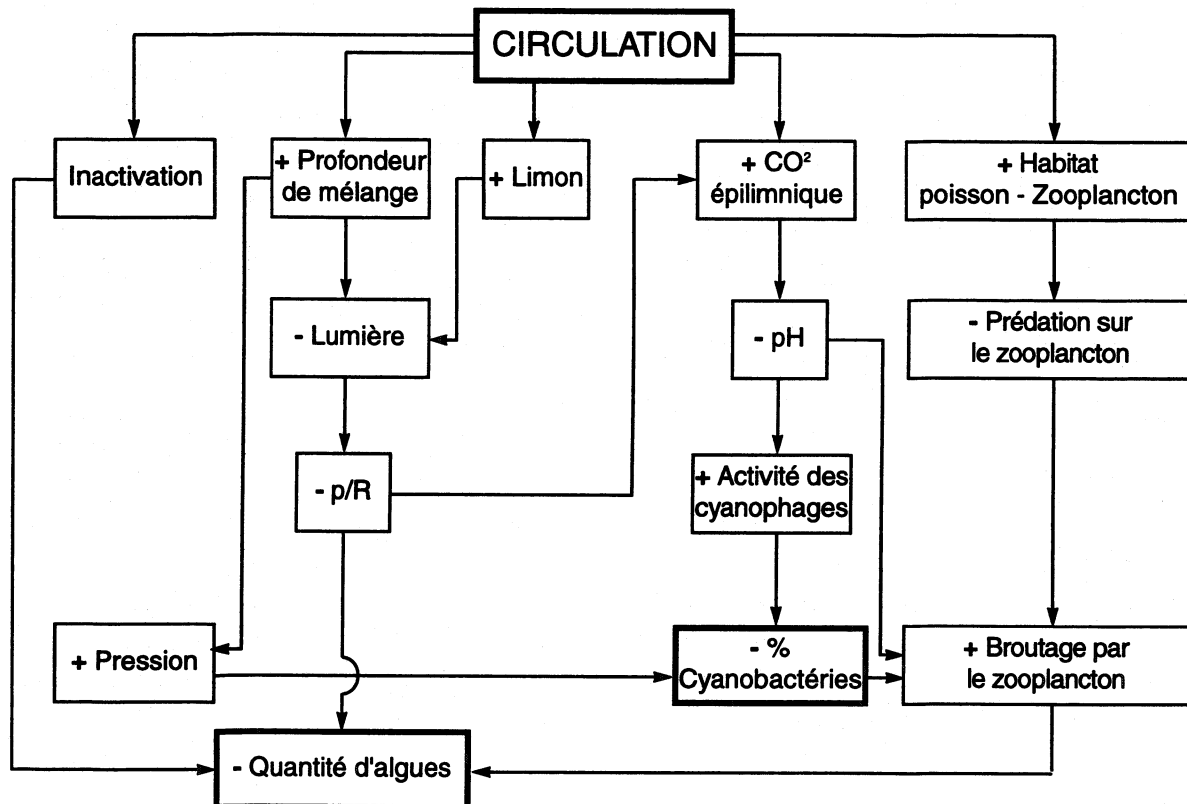
Pour assurer le maximum d'efficacité à un système à injection d'air il lui faut bien évidemment être placé au point le plus profond, près du fond pour éviter qu'une couche anoxique ne se développe en dessous mais pas trop près quand même (1 à 2 m) pour éviter que les sédiments ne soient entraînés. De même, une injection d'air par tuyau agit plus symétriquement et met plus d'eau en mouvement si le tuyau est placé perpendiculairement au pied d'un barrage que parallèlement.

9.3.3. La période de fonctionnement

Pour éviter la remontée des sels nutritifs accumulés dans l'hypolimnion au cours de la stratification il faut commencer à faire circuler les eaux bien avant que la stratification ne s'installe. Si la circulation doit avoir lieu une fois la stratification bien établie et l'hypolimnion bien anoxique, il faut démarrer le mélange très doucement et l'intensifier graduellement de manière à favoriser la précipitation du phosphore et l'oxygénation de l'hypolimnion plutôt que de favoriser l'arrivée dans l'épilimnion d'eaux riches en phosphore et particulièrement désoxygénées. Une fois la circulation établie, le dispositif peut éventuellement ne fonctionner que de façon intermittente, tout dépend des conditions morphologiques et météorologiques locales ainsi que de l'aptitude des espèces algales à s'adapter à la destratification.

9.4. Efficacité

La figure 52 illustre la façon dont la circulation artificielle peut améliorer le statut du phytoplancton. Cette technique est recommandée quand les espèces algales visées sont connues pour être sensibles à la rupture de leur profil vertical et aux variations de la pression hydrostatique. Il s'agit de cyanobactéries flottantes telles qu'*Aphanizomenon* et *Oscillatoria* dont les besoins en lumière et en nutriments sont particulièrement liés à la profondeur. Si le but de l'opération est de réduire la biomasse algale les deux processus essentiels auxquels il est fait appel sont plus ou moins efficaces selon le type de lac et le type de circulation.



52. Effets positifs de la circulation artificielle sur le phytoplancton (d'après Cooke *et al.*, 1993).

Si l'on compte sur le processus de dispersion des algues pour réduire leur activité photosynthétique et leur biomasse, l'effet recherché se produit à condition que le lac ne soit pas carencé en phosphore. Sinon, l'épaississement de la couche de mélange a pour effet d'y introduire le phosphore des couches sous-jacentes et par conséquent d'augmenter rapidement la biomasse par unité de surface. A partir d'une certaine épaisseur de mélange intervient effectivement une carence en lumière dont le résultat est de diminuer lentement la biomasse par unité de surface, la biomasse par unité de volume diminuant beaucoup plus rapidement du fait de la dilution. Ceci signifie que la circulation artificielle est plus efficace pour traiter des lacs où le facteur limitant est la lumière plutôt que le phosphore, c'est-à-dire des lacs eutrophes plutôt qu'oligotrophes. Ceci signifie également que faute de pouvoir se mélanger sur une profondeur suffisante les lacs peu profonds sont de moins bons candidats que les lacs profonds. Ceci signifie enfin qu'il faut bien veiller à ce que la destratification soit totale, notamment quand on utilise des systèmes à mélange mécanique à mouvement descendant dont l'effet est d'épaissir l'épilimnion avant d'homogénéiser la colonne d'eau.

Si l'on compte sur l'oxygénation de l'interface eau/sédiment pour réduire la charge interne en phosphore et réduire la biomasse algale, on exclut les lacs dont les sédiments sont très chargés en phosphore par rapport au fer et les lacs dont les eaux sont très dures et où la solubilité du phosphore est liée au calcium. Sont également exclus les lacs peu profonds où la charge interne résulte de l'intensité du mélange et de la décomposition aérobie, laquelle croît avec la température, intensité du mélange et température étant bien entendu augmentés par la circulation. Finalement la destratification n'est pas souvent efficace pour réduire la charge interne en phosphore.

En plus de contrôler les algues nuisantes, en quantité et en qualité, la circulation artificielle produit d'autres effets intéressants tant sur le plan de la qualité de l'eau que de la faune piscicole.

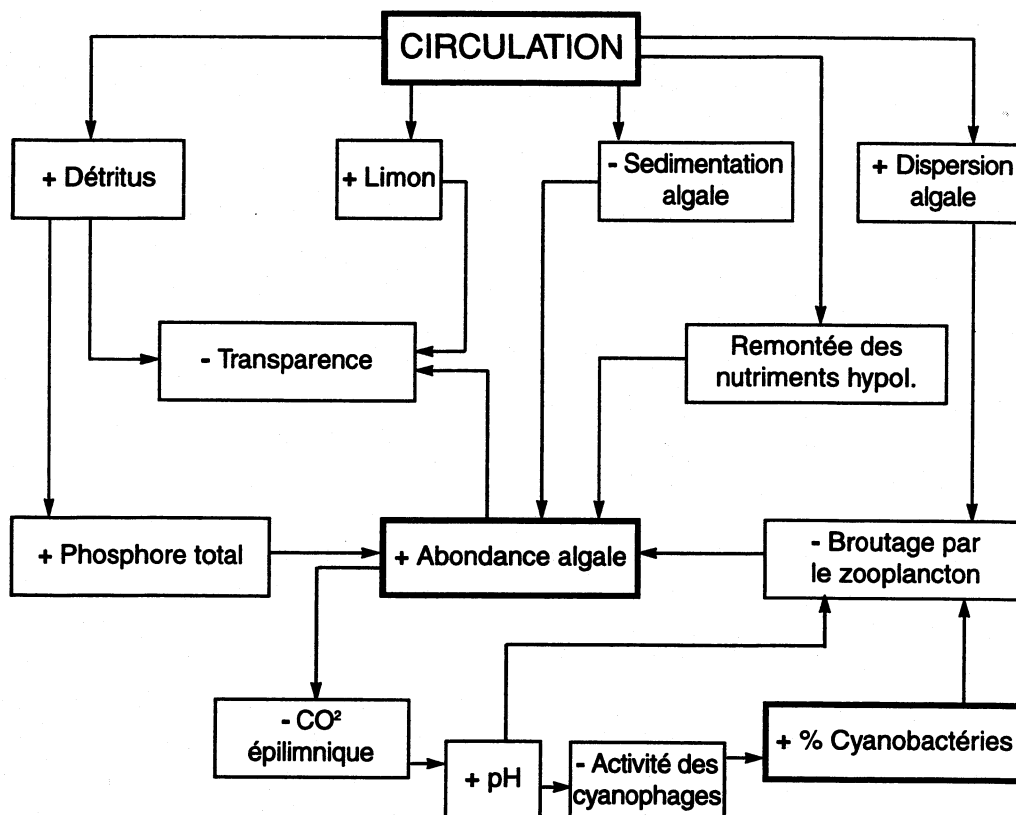
Qualité de l'eau. L'oxygénation des eaux de fond et l'augmentation de leur pH évitent les problèmes liés à l'accumulation de Fe, Mn, H₂S dans les eaux profondes, réduisent les problèmes de corrosion et d'une façon générale ceux de « goûts et odeurs » dus aux algues. Contrairement à ce que suggère l'intuition, l'oxygénation d'une eau mise en circulation par injection d'air est moins due à l'oxygène des bulles qu'à celui de l'atmosphère avec laquelle l'eau est mise en contact. La diminution de la température des eaux de surface réduit l'évaporation et tant que les sédiments ne sont pas remis en suspension on obtient une amélioration de la transparence de l'eau. Par ailleurs, la technique a pour effet non seulement d'homogénéiser la qualité de l'eau dans l'espace mais aussi d'en gommer les pics dans le temps, ce qui est de nature à satisfaire le traiteur d'eau.

Faune piscicole. Utilisée pour provoquer le mélange des eaux en hiver ou en été, la circulation artificielle évite les mortalités massives de poissons. Elle augmente le volume d'eau colonisable par les espèces d'eau chaude. Dans les lacs où la température de surface en été ne dépasse pas 22°C, les poissons d'eau froide ne souffrent pas de la destratification. Théoriquement cette amélioration de l'habitat jointe à une amélioration de la nourriture est même de nature à accroître leur vitesse de croissance. De plus, quand le dispositif de destratification est constitué d'un système d'injection d'air, le fait que les poissons se concentrent à proximité de celui-ci en accroît la capture par unité d'effort et augmente l'intérêt récréationnel du plan d'eau.

9.5. Effets secondaires indésirables

On enregistre des effets indésirables surtout quand l'opération fournit des résultats opposés à ceux que l'on attendait : accroissement de la biomasse algale, particulièrement celle des cyanobactéries (fig. 53). De telles contre-performances se produisent quand :

- on n'a pas attendu assez longtemps pour observer le résultat
- la technique n'est pas adaptée au lac (pas assez profond, trop pur...)
- le système a été mal conçu et mal appliqué.



53. Effets négatifs de la circulation artificielle sur le phytoplancton (d'après Cooke et *al.*, 1993).

L'échec met en oeuvre au moins un des processus suivants :

- * la remontée du phosphore hypolimnique stimule la croissance algale, ne serait-ce que temporairement

- * la dilution provoquée par la destratification concerne également le zooplancton qui, en un premier temps diminue son activité prédatrice ce qui provoque une poussée algale de courte durée, avant que la biomasse zooplanctonique retrouve son équilibre

- * la diminution de la vitesse de sédimentation stimule la prolifération des espèces qui ne peuvent adapter leur densité, tout particulièrement les diatomées, ce qui, d'un certain point de vue, est bénéfique

- * la stimulation momentanée de la croissance algale fait croître le pH et diminuer $[CO_2]$, deux facteurs favorables aux cyanobactéries, d'où une diminution du broutage par le zooplancton.

Les cyanobactéries et les algues vertes représentent deux états stables, opposés, de la communauté algale. Que les cyanobactéries réussissent à maintenir leur dominance après une circulation résulte de la stimulation de la croissance algale par l'apport de phosphore hypolimnique et de la persistance d'un pH élevé qui leur est favorable.

La remise en suspension des sédiments peut avoir comme effet de diminuer la transparence, bénéfique en termes de prolifération algale mais néfaste en termes d'esthétique, et surtout d'amener du phosphore particulaire en partie potentiellement biodisponible ce qui n'est guère souhaitable. Par contre, l'éclaircissement de l'eau qui résulte de la diminution de la biomasse algale est de nature à stimuler la prolifération des macrophytes. Le plus important effet secondaire indésirable reste cependant l'augmentation de la température des eaux

profondes, nuisance qui concerne essentiellement la survie des poissons d'eau froide, et à un moindre degré l'alimentation en eau potable. On a également émis l'hypothèse, jamais vérifiée, de risques de sursaturation en azote moléculaire à l'égard des poissons. Du point de vue de l'esthétique, les systèmes à injection d'air, avec seul apparent le compresseur placé sur berge le reste étant immergé, sont plus discrets que les systèmes à mélange mécanique.

9.6. Coûts

Comparés à ceux d'autres méthodes, les coûts sont relativement faibles, l'essentiel étant dû aux frais d'équipement : compresseur, canalisations et diffuseurs pour les systèmes à injection d'air, ponton et dispositif de mélange pour les systèmes à mélange mécanique. La consommation d'énergie est un poste secondaire d'autant plus que comme on l'a vu il peut être réduit en faisant fonctionner le dispositif de façon intermittente. Globalement les systèmes à injection d'air consomment moins d'énergie que les systèmes à mélange mécanique, les pompes-hélices du type de celle de Garton étant, pour ces derniers, les moins gourmandes.

9.7. Exemples d'application

La circulation artificielle a été employée au moins depuis le début des années 50. A l'origine, le but était d'empêcher les mortalités massives de poissons pendant l'hiver dans des lacs gelés de faible profondeur. Il faut attendre le milieu des années 60 pour que cette technique soit utilisée pour lutter contre les symptômes de l'eutrophisation. Depuis, les cas se sont multipliés. En 1982, le record de profondeur à la fois de lac et d'implantation du dispositif était détenu par le lac Caritas situé en Californie avec $Z_{\max} = 82$ m ($Z_{\text{moy}} = 26,8$ m, $S = 1.100$ ha, $V = 308.10^6 \text{ m}^3$) et deux injecteurs immergés l'un à -39 m et l'autre à -55 m. Quant aux records de surface et de volume ils appartenaient tous deux au lac Eufaula, dans l'état d'Oklahoma avec $S = 41.480$ ha et $V = 703.10^6 \text{ m}^3$ ($Z_{\max} = 27$ m, $Z_{\text{moy}} = 16,2$ m) l'injecteur étant immergé par -27 m de profondeur.

Le tableau rapporte les résultats d'une étude réalisée à la même époque pour connaître la façon dont un certain nombre de lacs avaient réagi à la destratification par injection d'air.

| Paramètres | Nombre total de lacs étudiés | Nombre (N) et pourcentage (%) de lacs ayant donné une réponse | | | | |
|--------------------------------------|------------------------------|---|----|----|----|----|
| | | + | - | o | ? | |
| Température | 45 | N | 15 | 30 | | |
| | | % | 33 | 67 | | |
| Densité algale | 33 | N | 4 | 14 | 8 | 5 |
| | | % | 18 | 42 | 24 | 15 |
| Chlorophylle | 23 | N | 5 | 6 | 6 | 6 |
| | | % | 22 | 26 | 26 | 26 |
| Chlorophycées | 18 | N | 7 | 4 | 7 | |
| | | % | 39 | 22 | 39 | |
| Cyanobactéries | 25 | N | 5 | 13 | 5 | 2 |
| | | % | 20 | 52 | 20 | 8 |
| Rapport chlorophycées/cyanobactéries | 21 | N | 11 | 3 | 6 | 1 |
| | | % | 52 | 14 | 29 | 5 |

Tableau 4 - Réponses de lacs traités par destratification (injection d'air) selon divers paramètres (+) = effet positif, (-) = effet négatif, (o) = sans effet, (?) = effet indéterminé.

D'un point de vue strictement physique, 67 % des lacs n'ont pas réussi à se destratifier complètement, simplement parce que le débit d'air fut très inférieur aux $9,2 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ recommandés. D'un point de vue biologique il est à noter que lorsque le plancton a réagi, c'est moins en termes quantitatifs (densité algale, chlorophylle) que qualitatifs (chlorophycées, cyanobactéries, rapport chloro./cyano).

10. AERATION HYPOLIMNIQUE

10.1 But et Principe d'action

Accroître la concentration en oxygène dissous de l'hypolimnion sans perturber la stratification pour

- réduire la charge interne en phosphore en maintenant oxydés les sels de fer de l'interface eau-sédiment
- oxyder les composés réduits (NH_4^+ , H_2S , Mn^{++} , Fe^{++} ...) sources de problèmes d'odeur, de goût et de couleur dans les eaux destinées à l'AEP, prélevées dans l'hypolimnion en raison de sa fraîcheur
- permettre à une population de poissons d'eau froide (salmonidés) de vivre dans des eaux hypolimniques originellement désoxygénées.

Le premier objectif implique l'aération hypolimnique au niveau des causes du problème d'algues (charge interne) alors que les deux autres l'impliquent au niveau des conséquences (désoxygénation).

Pus généralement, on évite de perturber la stratification

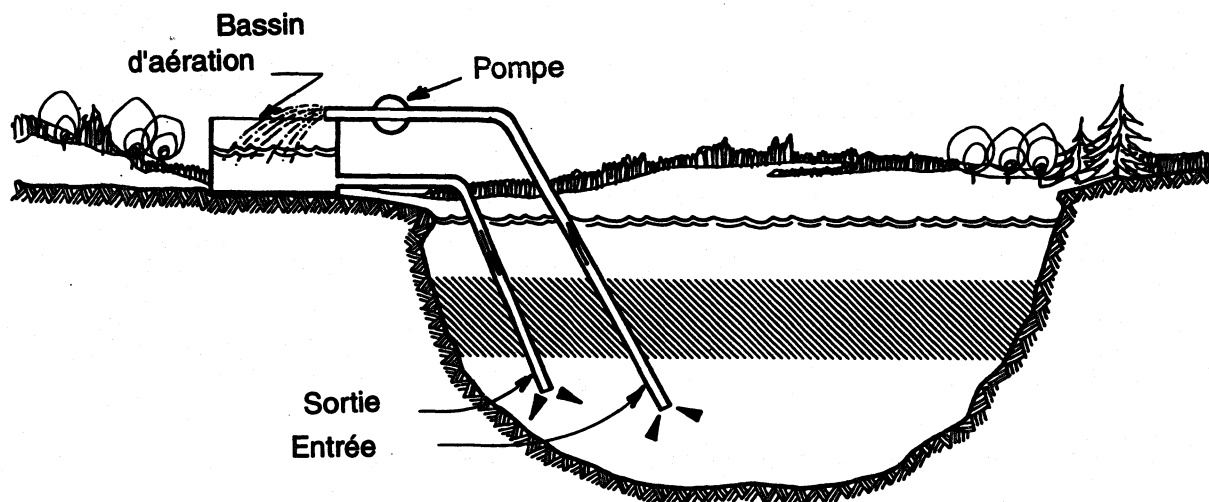
- dans les lacs gelés en hiver dont on ne veut pas rompre la couverture de glace
- dans des lacs stratifiés en été dont on ne veut pas augmenter la température de l'hypolimnion.

10.2 Matériel

Nombreux sont les systèmes proposés et même testés. Ils sont beaucoup moins nombreux à être actuellement commercialisés. Ils se distinguent selon que l'eau est mise en mouvement par une pompe ou par effet d'air lift, selon que la pompe est installée sur la berge ou en pleine eau, selon que l'air lift est total, partiel ou modulable et selon que le fluide gazeux est de l'air ou de l'oxygène pur.

10.2.1. Systèmes utilisant un pompage mécanique

Installation sur berge. Ce type d'installation demande que la zone à traiter ne soit pas trop éloignée du bord pour limiter la longueur des conduites et les pertes de charge. Dans l'Aérateur du lac de Bret, l'eau hypolimnique est déversée dans un bassin d'agitation. Une fois dégazée et aérée elle est renvoyée en profondeur (fig. 54). De principe et de construction simples, cet appareil n'est pas très rentable en termes d' O_2 dissous par kw.h consommé malgré une efficacité satisfaisante. L'utilisation d'oxygène pur à la place d'air permet d'augmenter le rendement de transfert à condition, bien évidemment d'éviter tout contact avec l'atmosphère. Dans le Turboxal l'oxygénation se fait sous légère surpression d'oxygène dans une enceinte munie d'une turbine d'agitation mue par un moteur électrique. Le Side Stream Pumping est beaucoup plus simple puisqu'il injecte directement l'oxygène pur dans la conduite de refoulement.

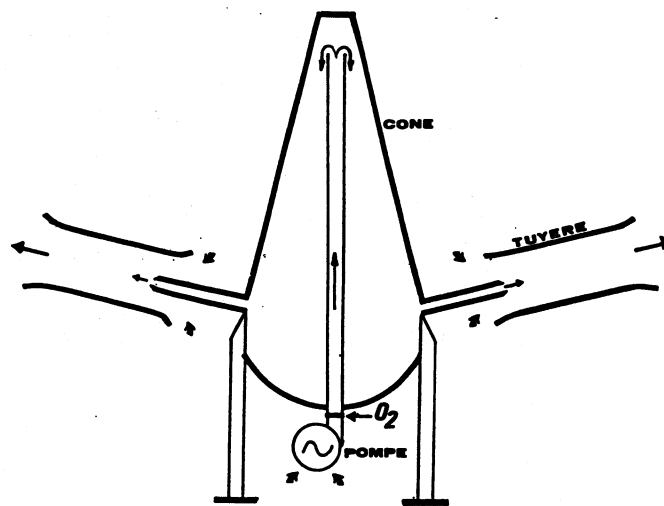


54. Système d'aération du lac de Bret (Suisse) (d'après Lorenzen et Fast, 1977).

Installation en pleine eau. Pour oxygéner des eaux situées à grande distance de la rive, il convient d'installer le matériel en pleine eau, à l'aplomb de la zone à traiter. On utilise cette disposition verticale des conduites et la possibilité de pomper l'eau vers le bas pour privilégier les aérateurs à courant descendant. Leur principe consiste à introduire des bulles d'air dans un courant d'eau qui plonge verticalement. On améliore ainsi le rendement du transfert de l'oxygène dans l'eau en augmentant la durée du contact air/eau, en exposant les bulles à un gradient de saturation en O_2 croissant en continu et en évitant la diminution de la surface d'échange bulles/eau qui résulte de la coalescence des bulles entraînées dans un courant ascendant. De plus, comme l'injection se fait plus près de la surface que du fond, la pression nécessaire est plus faible. Dans sa version de base le Downflow Air Injection System force le mélange air/eau à descendre dans une conduite à la base de laquelle les gaz non dissous sont séparés et ramenés en surface par un tuyau d'évent de manière à éviter toute destratification. Le rendement du dispositif peut être amélioré en récupérant l'énergie que représente la remontée des bulles : le diamètre du tuyau d'évent est augmenté de manière à constituer une véritable pompe à effet d'air lift. Dans l'Hedixor l'eau hypolimnique est amenée en surface pour y être dégazée dans une chambre munie d'un vibreur et d'une pompe à mousse. Elle est ensuite renvoyée en profondeur chargée de microbulles d'air (ou d' O_2) fournies par un système de microtomisation mécanique incorporé à la pompe.

Ces appareils à courant descendant nécessitent plus d'énergie pour pomper l'eau puisqu'il leur faut combattre la force ascensionnelle des bulles, de plus ils peuvent accroître les concentrations en azote dissous à des niveaux inacceptables, mais ils posent surtout le problème de la séparation et de l'évacuation des gaz non dissous. L'utilisation d'oxygène pur est de nature, sinon à éliminer, du moins à réduire ces difficultés : moins d'énergie de pompage, pas de sursaturation en N_2 sauf en cas de réchauffement notable de l'hypolimnion, moins de bulles accessoires. Le Downflow Bubble Contact Aerator est constitué d'un simple

entonnoir renversé au sommet duquel est installée une pompe qui surmonte l'arrivée d'oxygène. Les débits respectifs de l'eau et du gaz doivent être réglés de manière à ce que les bulles ne remontent pas dans l'appareil mais s'échappent par la base après un temps suffisamment long pour échanger le maximum de leur oxygène. Dans l'Isoxal le parcours du mélange O_2 / eau est plus long puisqu'il monte d'abord dans une conduite cylindrique centrale avant de redescendre dans un cône renversé (fig. 55). En diminuant la vitesse de l'eau, la forme conique de la conduite de descente fait stagner les bulles à un certain niveau de manière à dissoudre le plus possible d'oxygène. L'eau suroxygénée est éjectée dans une tuyère entraînant ainsi un grand volume d'eau hypolimnique dans lequel elle se dilue et transfère l'oxygène qu'elle contient. Beaucoup plus simple, le Mixox utilise l'oxygène produit par photosynthèse dans l'épilimnion pour oxygéner l'hypolimnion. Il en résulte une légère augmentation de la température qui accélère la minéralisation du sédiment, sans pour autant détruire la stratification.



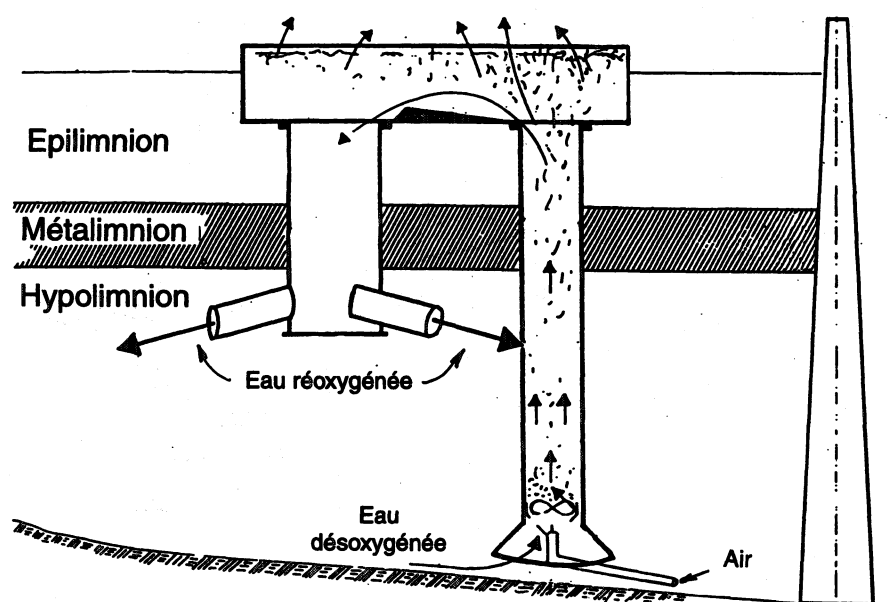
55. Principe de fonctionnement de l'Isoxal (d'après Rigouard et Brandel, 1985).

10.2.2. Systèmes utilisant l'effet d'air lift

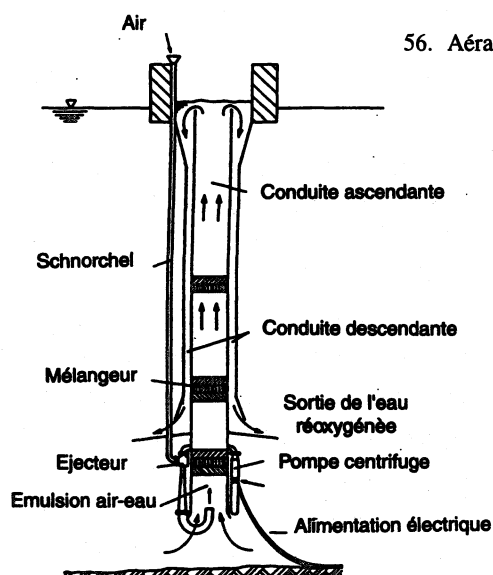
Dans ces systèmes, le fluide gazeux a non seulement pour fonction d'oxygéner l'eau mais également de la mettre en mouvement par l'effet d'entraînement des bulles qui remontent (air lift).

Air lift total. L'air comprimé est injecté à la base d'une conduite verticale ; les bulles remontent librement jusqu'à la surface en entraînant l'eau hypolimnique située au niveau de la base de la conduite. Le dégazage de l'émulsion a lieu dans une enceinte qui flotte en surface, ouverte à l'air libre. Cette enceinte, peut être aménagée à des fins récréatives (ponton, plongoir...). Une fois dégazée, l'eau est généralement renvoyée en profondeur par une seconde conduite. Le Stand-pipe du réservoir du Wahnbach est la plus simple des configurations puisqu'il ne comporte qu'une seule conduite : les bulles parviennent en surface, mais pas l'eau qui, prélevée dans les couches profondes de l'hypolimnion, est éjectée dans les couches supérieures de ce dernier. Dans une version plus performante, l'Aérateur du réservoir du Wahnbach utilise deux conduites distinctes coaxiales (fig. 56). Egalement doté de conduites coaxiales le Tibeau introduit l'air à la base de la conduite centrale sous forme d'une

émulsion air/eau produite sur place à l'aide d'une pompe électrique centrifuge qui aspire l'air atmosphérique par un schnorckel (fig. 57). Le rendement de l'appareil est excellent et permet d'en envisager l'alimentation par énergie solaire. Pour éviter les éventuels problèmes de sursaturation en azote et pour bénéficier d'une mise en oeuvre plus simple d'un dispositif à la fois moins encombrant et plus discret on peut remplacer l'air par l'oxygène. On réduit l'installation à de simples diffuseurs placés à proximité du fond comme dans l'Oxygénateur du lac Hold. A condition que le lac soit suffisamment profond les bulles sont presque totalement dissoutes avant d'atteindre la thermocline. Si le débit d'oxygène n'est pas trop fort le flux résiduel de bulles traverse la thermocline tandis que le courant d'eau entraîné par air lift « rebondit » sur celle-ci pour retourner au fond. Si le débit d'oxygène est élevé, un couplage s'établit entre le flux de bulles et le courant d'eau ascendant entraînant une destratification, au moins locale, du plan d'eau. Le Tanytarsus utilise le même dispositif pour diffuser de l'oxygène en été, sans perturber la stratification et injecter de l'air en hiver pour aider la circulation totale.



56. Aérateur du réservoir du Wahnbach (ex RFA) (d'après Lorenzen et Fast, 1977).

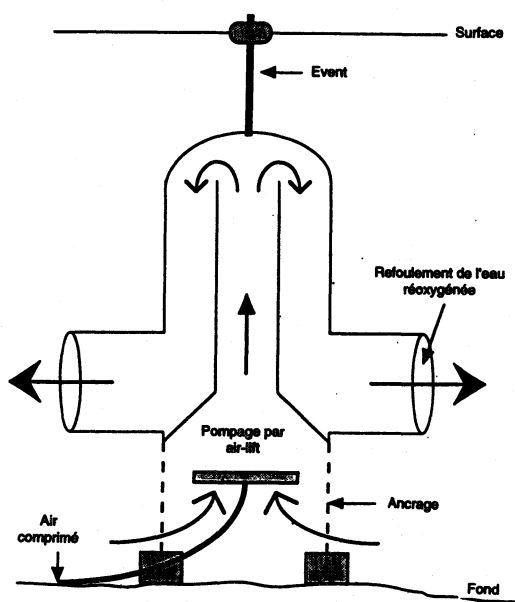


57. Principe de fonctionnement du Tibeau (d'après Jaeger, 1990).

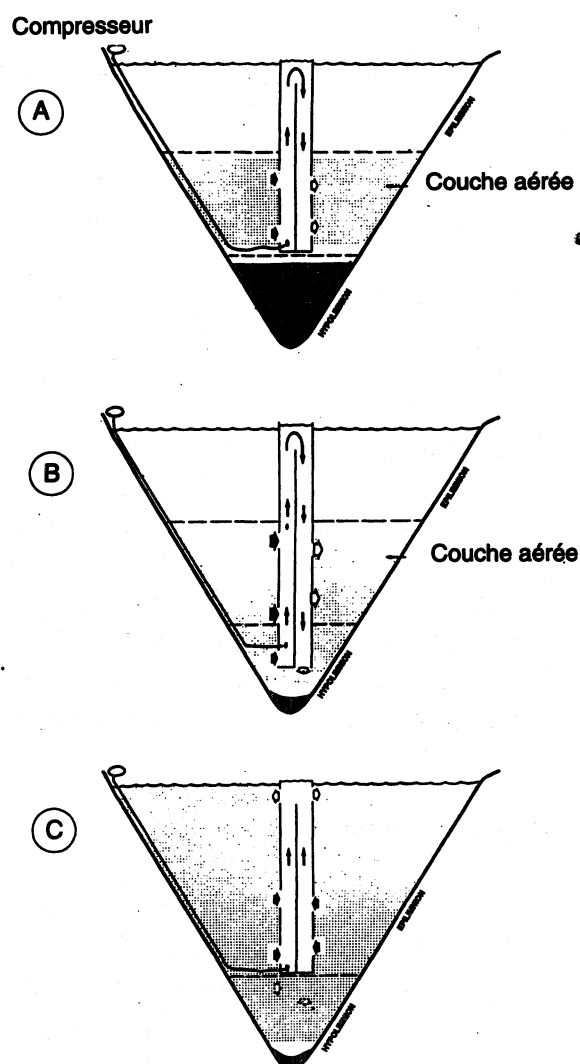
Air lift partiel. Le mélange air/eau ne parcourt pas toute la colonne d'eau pour aller dégazer en surface mais limite son trajet aux dimensions d'une enceinte ancrée au fond. La

phase gazeuse est reconduite vers l'atmosphère par un tuyau d'évent alors que l'eau traitée est renvoyée dans les couches profondes de l'hypolimnion. La compacité de l'appareil est accrue par la disposition coaxiales des conduites d'aération et de refoulement. Bien que les concentrations en oxygène délivrées soient supérieures à ce que fournit l'air lift total le rendement est moins bon puisqu'une grande partie de l'énergie dépensée pour comprimer l'air est perdue dans le flux des bulles évacuées avant qu'elles aient épuisé leur potentiel d'air-lift et d'oxygénation. Compacts et immergés ces appareils sont plus discrets et plus faciles à mettre en oeuvre surtout si, comme dans le cas du Limno, ils sont fabriqués en matériaux souples qui se gonflent à la forme voulue sous l'effet de l'injection d'air comprimé (fig. 58). L'oxygénateur du réservoir du Spruce Run fonctionne à l'oxygène pur sur le même principe, les chambres d'aération et de refoulement étant disposées de façon latérale au lieu d'être coaxiales.

Air lift modulable. L'effet d'air lift est utilisé de manière à prélever et à rejeter l'eau à des niveaux par forcément situés au fond de l'hypolimnion. Ce principe est mis en oeuvre par le Layerair pour produire des couches d'eau aux caractéristiques de température et d'oxygène voulues, créant au besoin des thermoclines supplémentaires. Le même système est utilisé pour pratiquer l'aération de couche, la destratification contrôlée et l'aération hypolimnionique tout en réduisant la puissance des compresseurs et leur durée fonctionnement (fig. 59)



58. Principe de fonctionnement du Limno (d'après Laverty, 1990).



59. Différents modes de fonctionnement d'un Layerair.
 a) aération de couche simple (hypolimnion désoxygéné)
 b) aération de couche et aération hypolimnionique
 c) destratification partielle et aération hypolimnionique
 (d'après Kortmann et al., 1988).

10.3. Méthode

10.3.1. Le dimensionnement

Il appartient à la firme qui fournit le matériel, et en garantit les performances, de le dimensionner de manière à ce qu'il offre une capacité d'oxygénation capable d'atteindre les objectifs visés aux moindres coûts d'équipement et de fonctionnement. Reste à calculer cette capacité d'oxygénation comme suit.

- Déterminer la limite supérieure de l'hypolimnion à partir de profils thermiques dressés en période de stratification maximale.
- Découper l'hypolimnion en (n) tranches horizontales dont les volumes (V_i) sont calculés à partir de relevés bathymétriques.
- Evaluer la concentration moyenne en oxygène de chaque tranche (C_i) en prenant soit la valeur de la concentration mesurée en milieu de tranche soit la moyenne des concentrations mesurées aux limites de la tranche.
- Calculer la quantité totale d'oxygène hypolimnique ($(O_2)_H$) en sommant l'oxygène contenu dans les (n) tranches

$$(O_2)_H = \sum_{i=1}^{i=n} V_i C_i$$

- Evaluer la vitesse maximale de désoxygénation hypolimnique avant traitement comme pente de la tangente au point d'inflexion de la courbe représentant l'évolution de la quantité totale d'oxygène hypolimnique en fonction du temps : $(O_2)_H = f(t)$. Une fréquence d'échantillonnage insuffisante par rapport à cette vitesse conduit à ne pas cerner au plus près la période pendant laquelle elle se produit et par conséquent à la sous évaluer. Comme cette vitesse est susceptible de varier d'une année à l'autre il convient de l'évaluer pour plusieurs années et d'en retenir la valeur maximale.
- Calculer la consommation d'oxygène pendant l'aération en multipliant la vitesse maximale de désoxygénation par un coefficient $k \geq 2$. Ce facteur de correction, déterminé de façon empirique, rend compte des perturbations induites par le traitement lui-même (intensification du métabolisme, augmentation du volume hypolimnique...).

C'est cette consommation d'oxygène pendant l'aération que doit être en mesure de satisfaire la capacité d'oxygénation du système installé. Le surdimensionnement introduit par le facteur (k) ne doit pas être évité. Sans doute entraîne-t-il une légère augmentation des frais d'équipement mais en contrepartie il permet de faire face aux arrêts dus à la maintenance et aux pannes sans compter que ceux-ci sont moins nombreux, et les frais de fonctionnement moins élevés, quand le matériel fonctionne en deçà des limites de ses possibilités.

10.3.2. L'emplacement

Le dispositif doit être installé de manière à prélever ou à traiter l'eau au plus profond du lac, à quelque distance du sédiment pour éviter de le remettre en suspension, précaution à prendre tout particulièrement pour la sortie de la conduite de refoulement. Si la zone à traiter est trop vaste ou si les moyens manquent, on peut se contenter de ne traiter qu'une partie :

- proximité de la prise d'une AEP

- pied d'un barrage à vidange par le fond
- frayère ou refuge pour le poisson...

C'est dans ce même esprit d'économie qu'est pratiquée l'aération de couche. En isolant un volume d'eaux profondes anoxiques sous une couche d'eau bien oxygénée elle empêche la charge interne en P de parvenir en zone trophogène plutôt que d'aérer tout l'hypolimnion pour empêcher qu'elle n'apparaisse.

10.3.3. La période de fonctionnement

Le dispositif d'aération doit être prêt à entrer en fonction dès que s'installe la stratification. Le moment précis de sa mise en route est calculé de manière à ce que la concentration en oxygène dissous ne tombe pas en dessous de la valeur dictée par l'objectif de gestion. Celle-ci est de 6-7 mg.l⁻¹ pour entretenir un cheptel de salmonidés, 4-5 mg.l⁻¹ s'il s'agit de cyprinidés, 2 mg.l⁻¹ pour empêcher la réduction des sels de manganèse particulièrement gênants pour l'AEP, 1 mg.l⁻¹ pour empêcher la réduction des sels ferriques et le relargage du P associé. Les émanations nauséabondes d'H₂S peuvent fort bien être évitées sans qu'il soit possible de détecter d'oxygène résiduel. Pour ménager une marge de sécurité il est recommandé de démarrer l'aération de manière à maintenir une concentration légèrement supérieure à l'objectif ce qui revient à avancer le moment du démarrage. Alors que la capacité d'oxygénation ne dépend que de la consommation pendant l'aération, la quantité d'oxygène injecté dépend en plus de l'objectif de concentration visé.

10.4. Efficacité

Pour qu'une aération hypolimnique soit efficace il faut, c'est évident, qu'elle soit correctement dimensionnée c'est-à-dire que la capacité d'oxygénation du système et le système lui-même soient convenablement calculés. L'efficacité dépend également du site. La stratification du plan d'eau doit offrir un hypolimnion suffisamment stable, volumineux et épais. Il faut notamment qu'il y ait, au moins 12 à 15 m de fond, 20 m en cas d'injection d'oxygène pur pour ne pas avoir de couplage entre le flux de bulles et le courant d'eau. Les plans d'eau dont le niveau varie beaucoup sont de mauvais candidats du fait du risque de ne pas offrir la profondeur requise et de nécessiter un matériel adapté à leur « géométrie variable ».

Les chances de succès de ce type de traitement dépendent également de l'objectif visé. S'il s'agit de maintenir un cheptel piscicole ou d'améliorer la qualité de l'eau à des fins d'AEP, l'efficacité de l'aération hypolimnique est certaine. Il en est tout autrement si le but est de réduire la prolifération phytoplanctonique via une réduction de la charge interne. Il faut déjà que cette charge interne soit la principale source de phosphore, c'est-à-dire que la charge externe ait été quasiment éliminée. Mais il faut aussi que le sédiment dispose en mode aérobie d'un pouvoir de fixation suffisant pour empêcher le phosphore minéralisé de diffuser dans l'eau surnageante. En effet, avant d'empêcher la réduction des sels de fer et le relargage du phosphore associé, l'oxygène injecté sert à minéraliser le phosphore organique, d'autant plus activement d'ailleurs que se produit simultanément une légère augmentation de température. Si le pouvoir de fixation du sédiment est déjà saturé par le phosphore provenant de la charge externe, le phosphore minéralisé est relargué. Il en résulte qu'avant de s'opposer à l'apparition

de la fraction anoxique de la charge interne, l'aération hypolimnique stimule l'apparition de la fraction aérobie, généralement plus faible mais pas forcément négligeable. Ceci, joint à l'activation de la circulation hypolimnique provoquée par le traitement, explique que celui-ci puisse stimuler la prolifération phytoplanctonique plutôt que la réduire. Utiliser l'aération hypolimnique pour lutter contre les proliférations algales impose une étude spécifique des sédiments pour s'assurer de leur pouvoir de fixation et peut amener à renforcer ce dernier en pratiquant une injection de sels de fer (inactivation).

Une façon beaucoup plus indirecte et inattendue de voir l'aération hypolimnique réduire les proliférations algales résulte de l'augmentation du volume aérobie colonisable par le zooplancton herbivore, qui plus est à une profondeur telle que l'obscurité le met à l'abri, relatif, des poissons chassant à vue.

10.5 Effets secondaires indésirables

La plupart des effets indésirables sont dus à un mauvais dimensionnement du traitement ou plus simplement à son inadéquation. Ils se traduisent par des désoxygénations persistantes ou pire, l'aggravation des poussées algales ou des destratifications intempestives. Le seul effet secondaire indésirable que puisse provoquer une aération hypolimnique fonctionnant correctement est la sursaturation de l'hypolimnion en azote conduisant à l'embolie gazeuse des poissons. Encore ne s'agit-il que d'une suggestion, aucun cas n'ayant été observé. Cette suggestion est tout à fait fondée pour les aérateurs fonctionnant en air lift partiel où les pressions hydrostatiques sont élevées. Elle est controversée dans le cas des aérateurs à air lift total en contact avec l'atmosphère. L'utilisation d'oxygène pur permet d'éviter ce problème de sursaturation en azote, encore qu'il puisse s'en produire une légère due au réchauffement de l'hypolimnion. Par contre, il y a un risque d'accumulation de CO₂ libre quand les eaux sont faiblement tamponnées, que la dissolution des bulles d'oxygène est totale, ce qui empêche l'extraction du CO₂ et qu'il y a beaucoup de matière organique à minéraliser.

10.6 Coûts

Comparés à ceux d'autres méthodes, les coûts sont relativement faibles, l'essentiel étant dû aux frais d'équipement. Ces derniers sont très variables en fonction du type de matériel (achat et installation) et selon son degré de commercialisation, le prototype industriel étant plus coûteux que l'appareil amplement diffusé ou que l'engin bricolé avec les moyens du bord. D'une façon générale, étant donné qu'il s'agit d'un matériel plus élaboré que celui utilisé pour destratifier, son coût est plus élevé. Les frais de fonctionnement sont secondaires, qu'il s'agisse des dépenses d'électricité pour les pompes ou les compresseurs, ou du coût de l'oxygène pur. Ils sont inférieurs à ceux engendrés par une destratification, d'environ 50 % dans le cas d'une aération par air lift total (Wahnbach 2ème génération). D'ailleurs la dépense énergétique est suffisamment faible pour qu'on puisse envisager une alimentation par énergie éolienne ou solaire, comme pour le Tibeau, alliant l'intérêt de la quasi gratuité à celui de l'autonomie.

10.7 Exemples d'applications

L'aération hypolimnique a été utilisée la première fois à la fin des années 40 pour traiter le lac de Bret (Suisse), le principe étant celui du pompage mécanique installé sur berge. Vingt ans plus tard l'aération du réservoir du Wahnbach (ex. RFA) représente une opération d'envergure et une réussite technique du point de vue du rendement du transfert d'oxygène.

Réservoir du Wahnbach ($Z_{\max} = 43$ m, $S = 214,5$ ha, $V = 41,63 \cdot 10^6 \text{m}^3$). Ce réservoir destiné, entre autres, à l'AEP a été équipé d'un aérateur de type « air lift total » capable d'injecter de l'air à raison de $9 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$. Le pourcentage d'oxygène absorbé étant de 50 %, la quantité d'oxygène dissous par kw.h consommé atteint une valeur record de $1 \text{ kg} (\text{kw.h})^{-1}$ que seul semble dépasser le Tibeau avec 2 voire $3 \text{ kg} (\text{kw.h})^{-1}$. Moyennant quoi:

- la concentration en O_2 jusqu'à l'interface eau-sédiment est toujours $\geq 4 \text{ mg.l}^{-1}$,
- il n'y a pas de relargage ni de fer ni de manganèse dans l'hypolimnion,
- la charge interne en phosphore est minime,
- en période de stratification la température de l'hypolimnion est toujours $\leq 10^\circ\text{C}$.

Depuis, les traitements de ce type se sont multipliés un peu partout dans le monde, principalement aux Etats-Unis et en Europe, y compris en France. En s'intéressant en priorité à du matériel ayant déjà atteint un certain degré de commercialisation on peut citer les cas suivants.

Lac Tegeler ($S = 4,2 \text{ km}^2$, $Z_{\max} = 16$ m, $V = 32 \cdot 10^6 \text{m}^3$). Situé en ex RFA, ce lac a été équipé de 15 unités Limno. Fonctionnant depuis 1980, l'ensemble injecte de l'air à raison de $12 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ en période de stagnation ce qui correspond à environ 5 tonnes d'oxygène par jour.

Lac Sempach ($S = 14,4 \text{ km}^2$, $Z_{\max} = 86$ m, $V = 639 \cdot 10^6 \text{m}^3$) et **lac Baldegg** ($S = 5,2 \text{ km}^2$, $Z_{\max} = 66$ m, $V = 173 \cdot 10^6 \text{m}^3$). Ces deux lacs suisses ont été équipés d'un système Tanytarsus, en 1984 pour le premier, en 1983 pour le second. En hiver le système se contente d'aider les facteurs naturels de manière à assurer une destratification totale en insufflant grossièrement de l'air. En été il est chargé de maintenir la concentration de l'oxygène hypolimnique à plus de 4 mg.l^{-1} en diffusant de l'oxygène pur.

Retenue de la Méaugon ($S = 81,8$ ha, $Z_{\text{moy}} = 9,6$ m, $V = 7,9 \cdot 10^6 \text{m}^3$). Située sur le Gouet, en Bretagne, cette retenue de géométrie tourmentée est destinée à alimenter la ville de St Briec en eau potable. Pour y maintenir la concentration en oxygène hypolimnique le plus souvent à plus de 5 mg.l^{-1} , en tout cas jamais en dessous de 4 mg.l^{-1} , trois Isoxal y ont été installés en 1984. L'ensemble du dispositif est calculé pour délivrer jusqu'à 540 kg d'O_2 par jour.

11. SOUTIRAGE HYPOLIMNIQUE

11.1. But et principe d'action

Forcer le lac à se vider par le fond en empruntant un dispositif artificiel plutôt que de le laisser se déverser naturellement par l'exutoire de surface, ceci afin de :

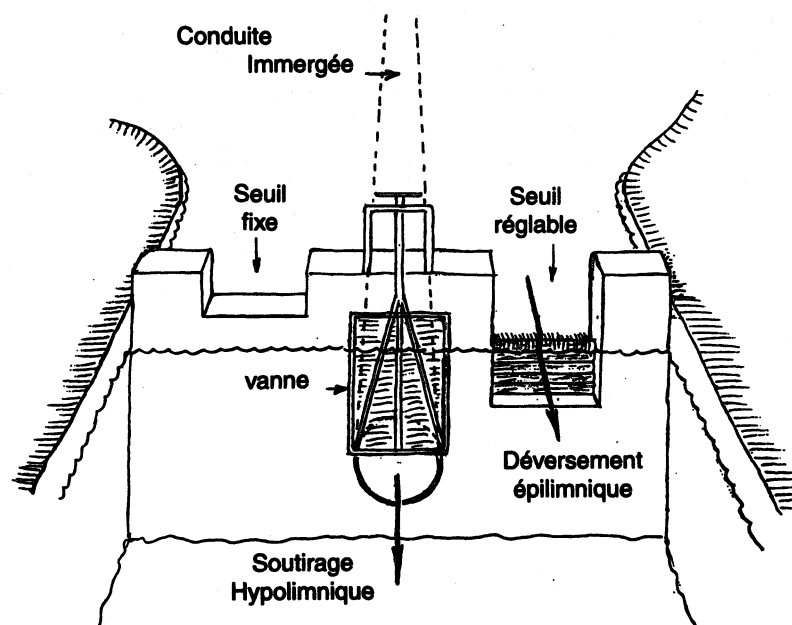
- soutirer les eaux profondes, désoxygénées et chargées de phosphore et d'autres substances indésirables (fer, manganèse, ammoniacque, sulfure d'hydrogène...)
- diminuer le temps de séjour de l'hypolimnion pour réduire les risques d'anoxie et de transfert des nutriments vers la zone trophogène.

11.2. Matériel

Le dispositif est composé de deux éléments.

Une canalisation. Posée à même le fond, elle relie le point le plus profond à l'exutoire. La prise d'eau est décollée du fond, pour empêcher l'entraînement des sédiments. Si son ouverture est dirigée vers le haut, il est recommandé de placer au dessus une plaque anti-vortex pour obliger les eaux à y pénétrer horizontalement plutôt que verticalement. Les matériaux utilisés sont généralement l'acier, le polyéthylène ou le polyester armé de fibre de verre, alors que la première expérience de soutirage utilisa une conduite en bois ! Le diamètre varie de 9 à 60 cm, les débits soutirés allant de 100 à 21.000 l.min⁻¹.

Un barrage. Dressé à l'exutoire de manière à empêcher l'écoulement naturel de surface, il est le point d'arrivée de la canalisation de soutirage. Le débit de sortie de l'eau hypolimnique peut être libre ou contrôlé par une vanne. Même si l'écoulement est libre, le niveau du lac monte un peu en raison des pertes de charge dans la canalisation. On peut laisser s'écouler de l'eau épilimnique en munissant le barrage d'un déversoir à seuil réglable, ce qui permet de contrôler le rapport épilimnion / hypolimnion des eaux de sorties. Il est bon également d'installer un seuil fixe pour limiter le marnage et éviter les inondations (fig. 60).



60. Barrage pour soutirage hypolimnique du type de celui qui équipe actuellement le lac de Kortowo (Pologne).

En prolongeant la canalisation au-delà du barrage on peut abaisser son orifice de sortie en dessous du niveau du lac et faire fonctionner le dispositif en siphon. Il est ainsi possible de pratiquer l'assec partiel, et même total si l'orifice de sortie est à un niveau inférieur à celui du fond du lac. Un siphon peut être installé ailleurs qu'à l'exutoire. Il doit être équipé au point haut du coude d'une vanne d'entrée d'eau pour l'amorcer ou le réamorcer au cas où des gaz de fermentation dissous dans l'hypolimnion s'y seraient accumulés. Les barrages hydroélectriques pratiquent le soutirage hypolimnique non pas pour améliorer la qualité du plan d'eau, mais pour disposer du maximum de hauteur d'eau, c'est-à-dire d'énergie, pour faire fonctionner les turbines.

11.3. Méthode

Dans les lacs mono- ou dimictiques, la prise d'eau doit être installée à proximité immédiate du point le plus profond, moyennant la surélévation déjà signalée. Cependant, lorsque le lac comporte plusieurs cuvettes, il n'est pas certain qu'il faille installer le soutirage dans la plus profonde. En effet, traiter une cuvette plus proche de la surface peut s'avérer plus efficace, en terme de bilan global, la charge interne qu'elle représente étant plus disponible puisque plus près de la zone trophogène ; seule une étude spécifique peut le dire. Pour minimiser les risques de création d'un vortex au point de soutirage, il convient que la vitesse ne soit pas trop élevée, c'est-à-dire que, pour un débit donné, le diamètre soit suffisant. Pour éviter les nuisances engendrées à l'aval par le rejet d'eaux désoxygénées, il convient de démarrer le soutirage avant que l'anoxie n'apparaisse dans l'hypolimnion.

Dans les lacs meromictiques, caractérisés par une circulation annuelle incomplète qui laisse stagner en permanence une masse d'eau profonde, totalement anoxique et très riche en substances dissoutes le monimolimnion, il n'est pas recommandé de soutirer au point le plus profond. On peut se contenter de placer la prise d'eau juste au dessus du monimolimnion de manière à ce qu'il continue à piéger le phosphore, le soutirage évitant à ce dernier de diffuser vers la zone trophogène.

11.4. Efficacité

Le soutirage hypolimnique s'adresse à des lacs possédant un hypolimnion suffisamment volumineux et développant une stratification suffisamment intense. Pour être véritablement efficace le traitement doit exporter des quantités de phosphore significatives par rapport à la charge interne et à la charge externe résiduelle. Il est donc nécessaire que :

- la charge externe ait été préalablement réduite de façon substantielle,
- la prise d'eau soit placée au plus profond, là où la concentration en phosphore est maximale, sauf impératifs différents tels qu'évoqués précédemment,
- le débit du soutirage soit suffisant, ce qui implique que le diamètre de la canalisation soit adapté et que le temps de séjour hydraulique du lac ne soit pas trop long.

Il est possible d'augmenter artificiellement un débit insuffisant en soutirant par exemple en été, saison sèche, une eau accumulée l'hiver précédent en faisant monter le niveau du lac à sa cote maximale. Il ne faut pas non plus que le débit soit trop élevé. En effet, la diminution du volume hypolimnique s'accompagnant d'un enfoncement de la thermocline et d'un épaissement de l'épilimnion, le soutirage hypolimnique entraîne un réchauffement des sédiments et une fragilisation de la stratification pouvant aller jusqu'à sa destruction. Compte tenu des conséquences catastrophiques que peuvent avoir ces deux phénomènes physiques,

surtout le second, sur la chimie et la biologie du lac, il convient d'en limiter l'ampleur en limitant le débit du soutirage. On peut aussi éviter à l'eau d'arrivée d'épaissir l'épilimnion en la forçant à plonger dans l'hypolimnion. Finalement, un soutirage hypolimnique y gagne en efficacité quand on peut régler le rapport des débits épi / hypolimniques en sortie mais également en entrée, d'où l'intérêt d'équiper les canalisations et les déversoirs, dont le rôle est passif, de dispositifs de contrôle actif des débits.

Moyennant une conception, une installation et une gestion adéquates, le soutirage hypolimnique réduit très efficacement la concentration en phosphore de l'hypolimnion, donc celle de l'épilimnion mais également celle du sédiment superficiel. C'est d'ailleurs en raison de l'épuisement progressif du sédiment qu'il convient d'apprécier l'efficacité sur le long terme, au moins 5 ans, et de prendre en compte la quantité totale exportée pendant la durée de fonctionnement plutôt que celle d'une seule année, fut-elle élevée. La diminution de la concentration en phosphore de l'épilimnion entraîne généralement une amélioration quantitative et qualitative du phytoplancton qui se traduit par une réduction substantielle des cyanobactéries allant jusqu'à la suppression des fleurs d'eau métalmniques d'*O. rubescens*. Même si la situation n'est pas améliorée en termes de phosphore, elle l'est obligatoirement en termes d'oxygène soit que la durée de la période d'anoxie diminue, soit que la concentration en oxygène dissous augmente.

11.4. Effets secondaires indésirables

En ce qui concerne le plan d'eau lui-même, le seul effet indésirable que l'on puisse craindre est la destratification provoquée par un soutirage excessif par rapport aux conditions de milieu (météorologie, morphologie). Il en est tout autrement à l'aval où sont déversées des eaux anoxiques et diversement polluées : fer, manganèse, sulfure d'hydrogène, ammoniacque, phosphore, métaux lourds,... Il est bien évident que les nuisances occasionnées ne peuvent que créer des problèmes de gestion du milieu récepteur, que ce soit par rapport à la production piscicole, à la récréation, à l'AEP, voire même à l'irrigation et à l'utilisation industrielle. Une solution consiste à gérer le soutirage, dans le temps et dans l'espace, de manière à éviter d'atteindre certaines valeurs critiques, seuils d'apparition des nuisances :

- dans le temps en arrêtant le soutirage à l'approche de ces valeurs,
- dans l'espace en soutirant à une profondeur inférieure ou en mélangeant avec de l'eau épilimnique pour rester en deçà de ces valeurs.

Il est évident que la sauvegarde du milieu récepteur se fait au détriment de l'amélioration du plan d'eau. Si cette solution de compromis ne peut être adoptée et qu'il faille absolument que le soutirage fonctionne au maximum de son efficacité il ne reste plus qu'à traiter l'eau soutirée en commençant par la réoxygéner.

11.5. Coût

Le coût de l'équipement est très variable et dépend avant tout de la taille du projet, moins en fonction du coût des matériaux que de la difficulté de mise en oeuvre. Le coût de fonctionnement du soutirage proprement dit est extrêmement faible, l'énergie requise étant nulle, l'entretien minimum et la technicité élémentaire. Le poste véritablement coûteux, quand

il existe, est le traitement des eaux rejetées. Du fait de son très faible coût de fonctionnement le soutirage hypolimnique est le traitement le moins dispendieux à long terme.

11.6. Exemples d'application

Le premier soutirage hypolimnique eut lieu en Pologne sur le lac de Kortowo.

Lac de Kortowo (S = 90 ha, Z_{max} = 17,2 m). En 1956 le lac fut équipé d'un « tube d'Olszewski », du nom du professeur qui conduisit l'opération. Construit en bois, sa durée de vie fut courte mais permit cependant d'observer un épaissement de l'épilimnion résultant d'un enfoncement de la thermocline jusqu'à 13 mètres, niveau de la prise d'eau, c'est-à-dire 4 mètres au dessus de la profondeur maximale de 17,2 m. Dans toute cette zone les sulfures disparurent, la concentration en oxygène augmenta, de même que la température qui passa de 7°C à 14°C à 13 m, ce qui entraîna un fort accroissement de la consommation en oxygène. En 1975 la conduite en bois fut remplacée par une canalisation en polyester armé de fibre de verre. Longue de 250 m pour un diamètre de 60 cm elle aboutit à un barrage équipé d'une vanne pour régler le débit du soutirage, d'un déversoir à seuil mobile pour régler le débit de l'épilimnion et d'un déversoir à seuil fixe pour limiter le marnage. Le rapport débit hypo./débit épi. peut aussi être réglé de 0 à 100 % et le soutirage est en mesure de fonctionner selon différents modes notamment en chasse (printemps, été) après avoir fait monter le niveau de 60 cm. Malheureusement, la charge externe n'ayant pas été réduite, on n'observe aucune amélioration de l'état trophique du lac.

Depuis, le « tube d'Olszewski » équipe près d'une vingtaine de lacs, principalement en Europe.

Le Mauern See (S = 51 ha, Z_{max} = 6, 8m). Le traitement de ce lac situé en Suisse centrale est un exemple d'efficacité. En 1968 il reçut une conduite de 140 mètres de long pour 30 cm de diamètre capable de soutirer 4 m³.min⁻¹ par 6,5 m de profondeur, c'est-à-dire à proximité du point le plus profond. Le volume de l'hypolimnion diminua et sa concentration en oxygène dissous augmenta. De 1968 à 1974 les sursaturations épilimniques en oxygène cessèrent progressivement, la transparence augmenta et la biomasse d'*O. rubescens* chuta de 152 à 41 g.m⁻². Pendant ce même laps de temps la concentration maximale en phosphore total hypolimnique durant la stagnation passa de 2.000 à 500 µg.l⁻¹ et la concentration pendant la circulation hivernale de 70 à 30 µg.l⁻¹. Cette évolution trophique est le résultat d'un lessivage efficace des sédiments superficiels. Alors qu'en 1968 la charge interne représentait 200 fois la charge externe, en 1974 elle ne représentait que 4 fois. En d'autres termes, pendant ces 6 ans il a été soutiré 3700 kg de P de plus que la charge externe (360 kg.an⁻¹).

Le Piburger See (S = 13,4 ha, Z_{max} = 24,6 m). Ce lac méromictique autrichien a été équipé en 1970 d'une conduite de 639 mètres de long pour 9 cm de diamètre capable de siphonner 0,6 m³.min⁻¹ par 23 mètres de fond pour les rejeter à 13,5 m en dessous du niveau du lac. Dès la première année l'oxygénation s'est bien améliorée mais l'état trophique n'a guère évolué au cours des 7 premières années d'observation. En effet, bien que le monimolimnion soit remplacé 3 fois dans l'année, la richesse du sédiment en phosphore est telle que les quantités relarguées compensent presque les quantités exportées si bien que la concentration de l'épilimnion diminue très lentement et qu'il faudra attendre que le sédiment soit épuisé pour observer une amélioration de l'état trophique.

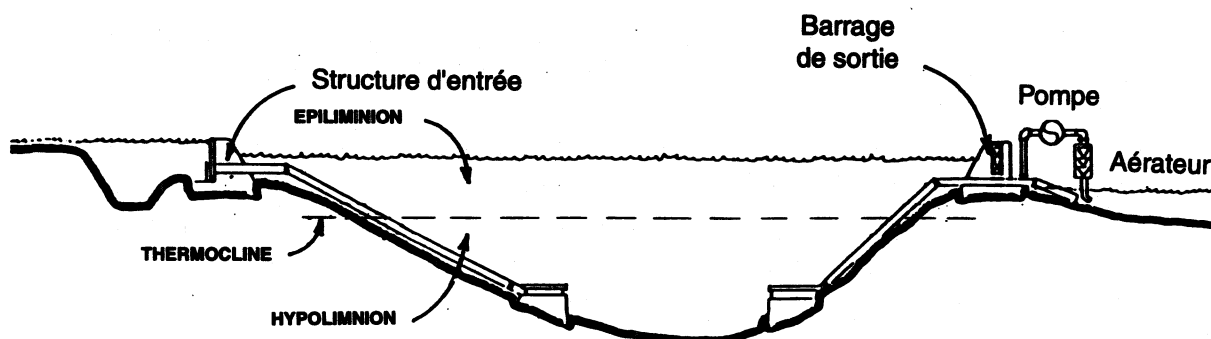
Le Reither See ($S = 1,5$ ha, $Z_{\max} = 8,2$ m). Dimictique, ce petit lac autrichien reçut en 1972 une conduite de 10 cm de diamètre pour soutirer $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ au point le plus profond. En 4 ans, la concentration moyenne annuelle de P total fut divisée par 2, la transparence doubla et les cyanobactéries régressèrent de façon significative.

Le Hecht See ($S = 26,3$ ha, $Z_{\max} = 56,5$ m). Lac autrichien méromictique, profond, dont l'eau n'est soutirée qu'à 25 mètres de profondeur afin d'éviter de déverser à l'aval un monimolimnion chargé, entre autres, de sulfure d'hydrogène. Pendant les 4 ans qui ont suivi la mise en route du soutirage (1973), l'exportation d'un débit de $1,2$ à $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$, n'a pas amélioré la qualité de l'eau située en dessous de la cote -25 m, ce qui est concevable. Par contre, les eaux situées au dessus ont vu augmenter leur concentration en oxygène dissous, celle de leur P tot diminuant de 70 à 80 %.

Lac de Paladru ($S = 390$ ha, $Z_{\max} = 35$ m). Situé dans l'Isère, ce lac détient le record de surface, de volume ($97 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) et de profondeur moyenne (25 m). Dimictique, son hypolimnion est soutiré depuis 1976 à la cote -30 m. Une canalisation en acier de 877 mètres de long pour 60 cm de diamètre assure un débit de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$. Bien que la prise d'eau soit à 4 m au dessus du point le plus profond et surtout à 2 km de lui, les exportations de P ont augmenté de 43 % sur les 5 premières années. Jointe à la réalisation d'un collecteur de ceinture, cette mesure a ramené le P tot pendant la circulation hivernale 1992-1993 à environ $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ et a permis d'éliminer quasiment *O. rubescens* dont les fleurs d'eau avaient auparavant une triste réputation.

Rares sont les lacs américains traités par soutirage hypolimnique. Le lac Ballinger retient l'attention par le dispositif de gestion de son hydraulique.

Lac Ballinger ($S = 40,5$ ha, $Z_{\max} = 10$ m). Situé au nord de Seattle ce lac monomictique a été équipé en 1982 d'une canalisation de soutirage de 381 m de long pour 30,5 cm de diamètre capable de soutirer $3,4 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ et d'une canalisation d'amenée d'eau de 267 m de long pour 30,5 cm de diamètre destinée à faire plonger le tributaire dans l'hypolimnion quand sa température est inférieure à 16°C . Un ensemble de vannes permet de régler le rapport des débits épi./hypolimniques aussi bien en entrée qu'en sortie (fig. 61). Le traitement permet de maintenir l'hypolimnion à plus de $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ d'oxygène dissous et le P total en période de circulation à $15 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, les pointes de P tot hypolimnique ayant été rabattues de 450-900 à $100-150 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$.



61. Structures de contrôle des entrées et des sorties du lac Ballinger (USA). Un aérateur installé en sortie permet d'oxygéner l'eau soutirée (d'après Cooke et al., 1993).

12. TRAITEMENT DES SEDIMENTS

12.1. But et principe d'action

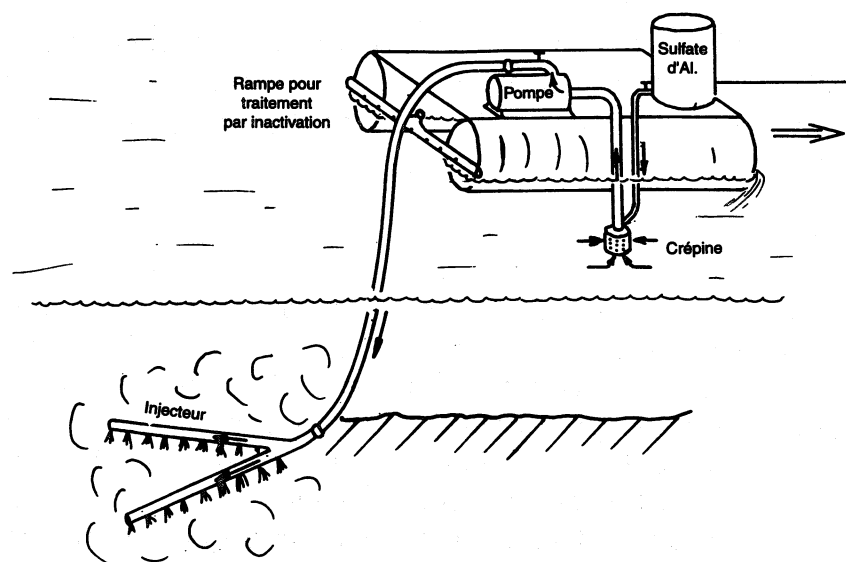
Immobiliser la charge interne en phosphore au sein du sédiment laissé en place en injectant des réactifs appropriés dans les 15-20 premiers centimètres.

12.2. Matériel

12.2.1. Dispositif d'injection

De développement récent, le traitement des sédiments n'a pas un grand choix de dispositifs d'injection. Les trois que l'on peut citer se différencient moins par le principe que par le degré d'élaboration et de commercialisation.

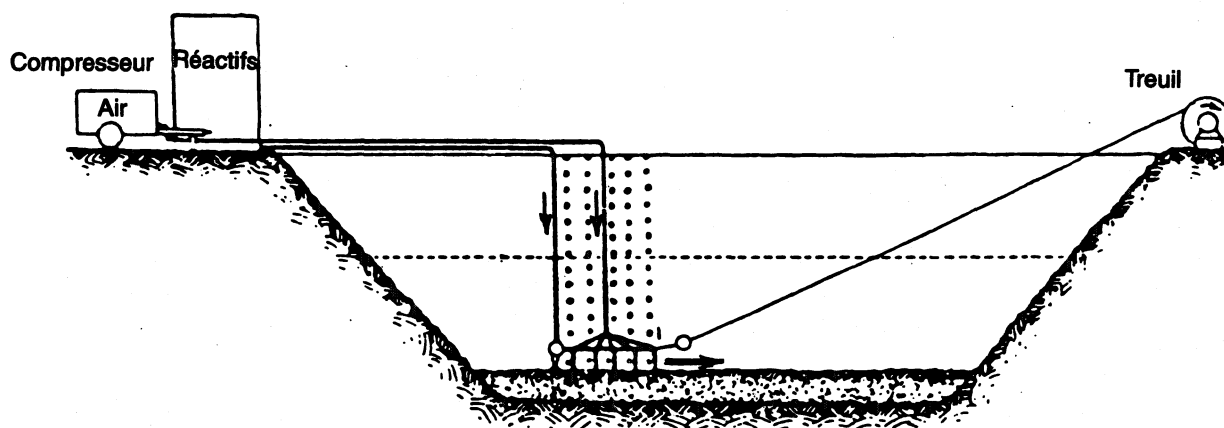
Tube en V (fig. 62). Le dispositif d'injection est constitué d'un tube percé de trous et plié en V pour éviter d'accrocher les obstacles. Il est tracté sur le sédiment à l'aide d'un tuyau d'incendie qui sert également à l'alimenter en eau chargée de réactif. Ejectée au travers des trous à une vitesse suffisante pour pénétrer le sédiment, cette eau est pompée en surface. L'introduction du réactif se fait par simple dépression au niveau de la crépine de pompage. Pompe et bacs de réactif sont installés sur un ponton halé à partir de la berge. De construction rudimentaire ce matériel est peu coûteux et tout à fait efficace.



62. Dispositif d'injection utilisant un tube en V perforé (d'après Barroin, 1981).

Charrue Riplox (fig. 63). Le dispositif d'injection de la « Méthode Riplox », du nom de son inventeur W. Ripl, est constitué d'un ensemble de petits tubes flexibles montés sur un châssis articulé de manière à épouser les irrégularités du terrain. Ce châssis est également muni de ballasts pour assurer son équilibrage et sa remontée. Les 3/5 des tubes reçoivent de

l'air comprimé pour agiter les sédiments et améliorer la pénétration des réactifs. Tractée par un ponton qui, lui-même, se hale sur un câble disposé en travers du lac, la charrue traite une largeur de 10 m. Relativement compliqué de construction et d'utilisation, c'est le seul appareil conçu et commercialisé de façon spécifique.

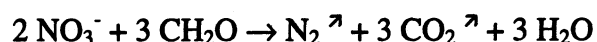


63. Charrue de la méthode Riplox (d'après Rippl, 1981).

Jetsed. Le dispositif d'injection est un dilacérateur à jets d'eau utilisé dans l'industrie du dragage pour désintégrer des matériaux extraits par suceuse ou pour remettre en suspension des sédiments évacués par chasse de fond. Automoteur l'engin traite une largeur de 14 mètres.

12.2.2. Réactifs

Alors que le traitement utilisant le tube en V injecte du sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$, pour assurer la fixation du phosphore quel que soit l'état d'oxydo-réduction du sédiment, le Jetsed injecte du chlorure ferrique $Fe Cl_3$, des doses élevées de réactif étant apparemment capables de fixer efficacement le phosphore, même en conditions anoxiques. L'originalité de la méthode Riplox est d'oxyder le sédiment au moyen de nitrate de calcium $Ca(NO_3)_2$. Cet agent d'oxydation liquide pénètre les sédiments plus profondément et plus rapidement que l'oxygène gazeux. La matière organique est oxydée en gaz carbonique et en eau, le fer réduit passe à l'état ferrique et fixe le phosphore et les nitrates sont dénitrifiés en azote gazeux :



Si le sédiment ne contient pas assez de fer, moins de 30 à 50 %, il convient d'en ajouter, sous forme de chlorure ferrique de manière à provoquer la dissociation du sulfure de

fer en sulfure d'hydrogène gazeux qui s'échappe et en fer qui peut subir l'oxydation des nitrates. Pour que la dénitrification se déroule au mieux, il convient de remonter le pH à l'aide de chaux Ca (OH)₂.

12.3. Méthode

12.3.1. Epaisseur du sédiment à traiter

A puissance d'injection égale, la profondeur de traitement de 15-20 cm permise par des sédiments relativement meubles diminue à mesure qu'augmente leur compacité, sans que l'efficacité du traitement diminue pour autant. En effet, des sédiments compacts n'ont pas à être traités aussi profondément que des sédiments meubles :

- le transfert par diffusion turbulente diminue à mesure que la compacité augmente,
- le phosphore des sédiments compacts est généralement concentré dans les premiers centimètres superficiels,
- une épaisseur limitée à quelques centimètres de sédiments compacts « fixateurs » suffit à empêcher la remontée du phosphore sous-jacent.

Finalement, à partir du moment où la puissance d'injection est suffisante, elle n'a pas à être modulée puisque l'épaisseur du sédiment traité croît avec sa fluidité donc avec l'épaisseur du sédiment à traiter.

12.3.2. Superficie du sédiment à traiter

Pour des raisons d'efficacité il faut traiter toute la superficie responsable de la charge interne mais pour des raisons d'économie il ne faut traiter que cette superficie. D'où la nécessité d'établir la répartition horizontale des caractéristiques physico-chimiques des 15-20 cm superficiels des sédiments concernant les différentes formes du phosphore, à commencer par le P soluble de l'eau interstitielle, et les paramètres qui conditionnent son relargage (fer, pH, potentiel redox, teneur en eau...). Une fois sélectionnées les zones à traiter, leurs sédiments sont testés en laboratoire pour déterminer les réactifs et les doses qu'il convient d'injecter. Si la réussite du traitement dépend en partie de ce travail préparatoire, elle dépend également de la conduite de l'injection que ce soit au niveau de la précision du parcours, liée à celle du repérage, ou au niveau de l'exactitude des doses injectées liée à la maîtrise du débit délivré et à celle de la vitesse de déplacement. Pour que cette dernière soit régulière, il convient de débarrasser le fond de tous ses obstacles, ce qui assure par ailleurs un meilleur contact entre le dispositif d'injection et le sédiment. S'il est nécessaire de moduler le dosage, il est plus simple et plus sûr de multiplier des passages aux caractéristiques identiques plutôt que de jouer sur les débits d'injection ou les vitesses de déplacement.

12.4. Efficacité

On ne peut espérer une efficacité quelconque du traitement des sédiments que si :

- la charge externe a été préalablement réduite,
- la charge interne ne provient pas essentiellement des macrophytes,

- la surface à traiter n'a pas été réduite, pour des raisons économiques,
- les réactifs injectés et les doses d'injection sont adéquats.

Ce dernier point ne devrait pas poser de problème compte tenu du choix de réactifs dont on dispose aussi bien pour fixer le phosphore que pour relever le potentiel redox ou pour contrôler le pH. La technique est d'ailleurs utilisée pour seulement oxyder des sédiments contaminés par des substances chimiques réduites ou alcaliniser des sédiments dégradés par les pluies acides (méthode Contracid). En fait, le problème est de réaliser des tests qui tiennent compte des paramètres réels du relargage. C'est ainsi que pour un sédiment peu profond c'est moins le potentiel redox que la température et le pH qui déterminent le relargage du phosphore ; un test qui n'en tient pas compte a toutes les chances de surestimer l'efficacité d'un traitement qui se limiterait à n'injecter qu'un réactif d'oxydation.

Le traitement du sédiment est une solution alternative à l'inactivation. Matériellement un peu plus compliqué il présente en compensation l'avantage de pouvoir être mieux ciblé aussi bien en termes de surface traitée que de réactions chimiques mises en oeuvre. De plus, un sédiment traité dans l'épaisseur est plus résistant physiquement à la diffusion du phosphore que recouvert d'une fragile couche d'hydroxyde. Cet avantage est à considérer par rapport aux risques de remise en suspension dus à l'action des vagues provoquées par le vent, les bateaux à moteurs ou la bioturbation. Encore cet avantage est-il limité dans les zones particulièrement perturbées comme les chenaux de navigation peu profonds.

Le traitement du sédiment est surtout une solution alternative, voire complémentaire, au dragage. En effet, traiter le sédiment sur place est plus rapide et moins coûteux que de l'extraire, l'extraction n'étant d'ailleurs pas la seule étape du dragage à poser des problèmes, il y a aussi le transport et la destination des matériaux dragués. En associant au dragage le traitement de sédiments laissés en place on peut limiter l'extraction au seul but physique d'accroître la profondeur d'eau, d'où l'économie d'une technique raffinée d'«écrémage» au profit d'une technique plus brutale de creusement et l'économie d'un certain volume de matériaux à extraire, à transporter et à «mettre quelque part».

12.5. Effets secondaires indésirables

Les effets secondaires sont minimes et proviennent pour l'essentiel du brassage des sédiments qui se traduit par la dégradation plus ou moins marquée d'une tranche d'eau plus ou moins épaisse. L'ébullition du sédiment accroît l'intensité du phénomène, que les bulles de gaz préexistent au traitement (CH_4 , H_2S ...) qu'elles résultent des réactions chimiques (N_2 de dénitrification, H_2S chassé de FeS par FeCl_3 ...), ou tout simplement qu'elles fassent partie du procédé d'injection (air comprimé de la méthode Riplox). Les matériaux éventuellement remis en suspension ou en solution par le traitement peuvent être resédimentés en pratiquant une précipitation complémentaire. Les risques liés aux réactifs ne concernent ni les nitrates, ni le fer, ni le calcium, mais seulement l'aluminium. Ils correspondent comme pour l'inactivation à la libération d' Al^{+++} à pH acide, et sont évités en alcalinisant le milieu. La méthode Riplox, quant à elle, présente le risque de stimuler le relargage du phosphore une fois les nitrates épuisés du fait que les bactéries réductrices des nitrates se tournent vers les hydroxydes ferriques comme accepteurs d'électrons et les réduisent à l'état ferreux.

12.6. Coûts

Le coût du traitement proprement dit dépend de différents facteurs.

Superficie à traiter : les coûts des réactifs et de la main d'oeuvre augmentent quasi proportionnellement mais pas celui de l'équipement qui est sensiblement le même quelle que soit la superficie à traiter, d'où la nécessité pour réduire les premiers de délimiter cette superficie au plus serré.

Equipement : la construction artisanale du tube en V peut être réalisée au moindre coût. Si l'on fait appel à du matériel commercialisé, tout dépend de son développement commercial et de sa complexité. La méthode du Jetsed fait appel à du matériel déjà utilisé pour d'autres objectifs donc passablement fiable et amorti. La méthode Riplox a vu considérablement baisser son coût d'équipement depuis sa première application, notamment en évitant d'utiliser de l'air comprimé.

Réactifs : il n'est évidemment pas question d'économiser en jouant sur leur degré de pureté mais d'obtenir le meilleur rapport coût / efficacité en utilisant le meilleur réactif (ou la meilleure combinaison) au meilleur dosage. C'est ainsi que la méthode Riplox ne nécessite pas obligatoirement l'injection de fer ou de chaux. Ce sont les tests de laboratoire qui en décident, d'où l'intérêt de les réaliser de façon complète et rigoureuse.

Le traitement des sédiments en place est beaucoup moins coûteux que le dragage. S'il l'est éventuellement un peu plus que l'inactivation c'est en raison des opérations annexes indispensables (tests de laboratoire, désencombrement du fond, repérage du parcours de l'injecteur) et, éventuellement, des réactifs, l'injection de nitrate de calcium pouvant être nettement plus coûteux qu'une inactivation à l'alun ferrique, à efficacité (à court terme) équivalente.

12.7. Exemples d'application

Le premier traitement des sédiments a été réalisé en 1973 sur un petit plan d'eau savoyard, le lac du Morillon.

Lac du Morillon ($S = 3.500 \text{ m}^2$, $Z_{\text{max}} = 5,5 \text{ m}$). Seuls ont été traités les 1.800 m^2 de sédiments profonds en contact avec l'hypolimnion totalement anoxique. Constitué du « tube en V » le dispositif d'injection a d'abord été passé sans réactif juste pour dégazer les sédiments. Ensuite 750 kg de sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2 (\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O}$) ont été injectés dans les $10 - 20$ premiers centimètres de sédiments. Après le traitement, l'eau a été éclaircie des substances remises en suspension en injectant en surface un supplément de 200 kg de sulfate d'Al. Le phosphore total et orthophosphorique diminua considérablement, passant à l'interface eau-sédiment de plus de $2.000 \mu\text{g.l}^{-1}$ à moins de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$. Quatre ans plus tard les concentrations augmentèrent à nouveau sans que les raisons soient très claires. L'année suivant le traitement le biovolume phytoplanctonique diminua de 50% , les dinophycées et les chlorophycées étant remplacées par des cryptophycées et des diatomées.

La méthode Riplox, au nitrate de calcium, a été appliquée la première fois en 1975 sur un lac suédois, le lac Lillesjön. Par la suite d'autres lacs ont été traités, dont le lac Trekanten, également situé en Suède.

Lac Lillesjön ($S = 4,2$ ha, $Z_{\max} = 4,2$ m). Le tiers de la superficie totale reçut 13 tonnes de chlorure ferrique (146 g Fe.m^{-2}), 5 tonnes de chaux (180 g Ca. m^{-2}) et 12 tonnes de nitrate de calcium (141 g N.m^{-2}). La concentration en phosphore total qui, avant traitement, dépassait périodiquement $3.000 \mu\text{g.l}^{-1}$ tomba à $300 \mu\text{g.l}^{-1}$ celle de l'épilimnion passant de 100-2000 à $50 \mu\text{g.l}^{-1}$. Depuis, le lac a pu être utilisé à nouveau à des fins récréatives pour la baignade et la pêche. Dix ans après, le relargage de phosphore était encore très faible.

Lac Trekanten ($S = 87$ ha). En 1980, 160 tonnes de nitrate de calcium furent injectées dans les 49 ha de sa partie centrale (56 g N. m^{-2}). Aucun autre réactif ne fut injecté, le pH et la concentration en fer ayant été jugés satisfaisants. La concentration en phosphore interstitiel chuta de 2000-4000 à $10\text{-}300 \mu\text{g.l}^{-1}$. Il en résulta une diminution notable de la charge interne, insuffisante cependant pour que la concentration en P de l'eau du lac diminue, la charge externe n'ayant pas été convenablement maîtrisée.

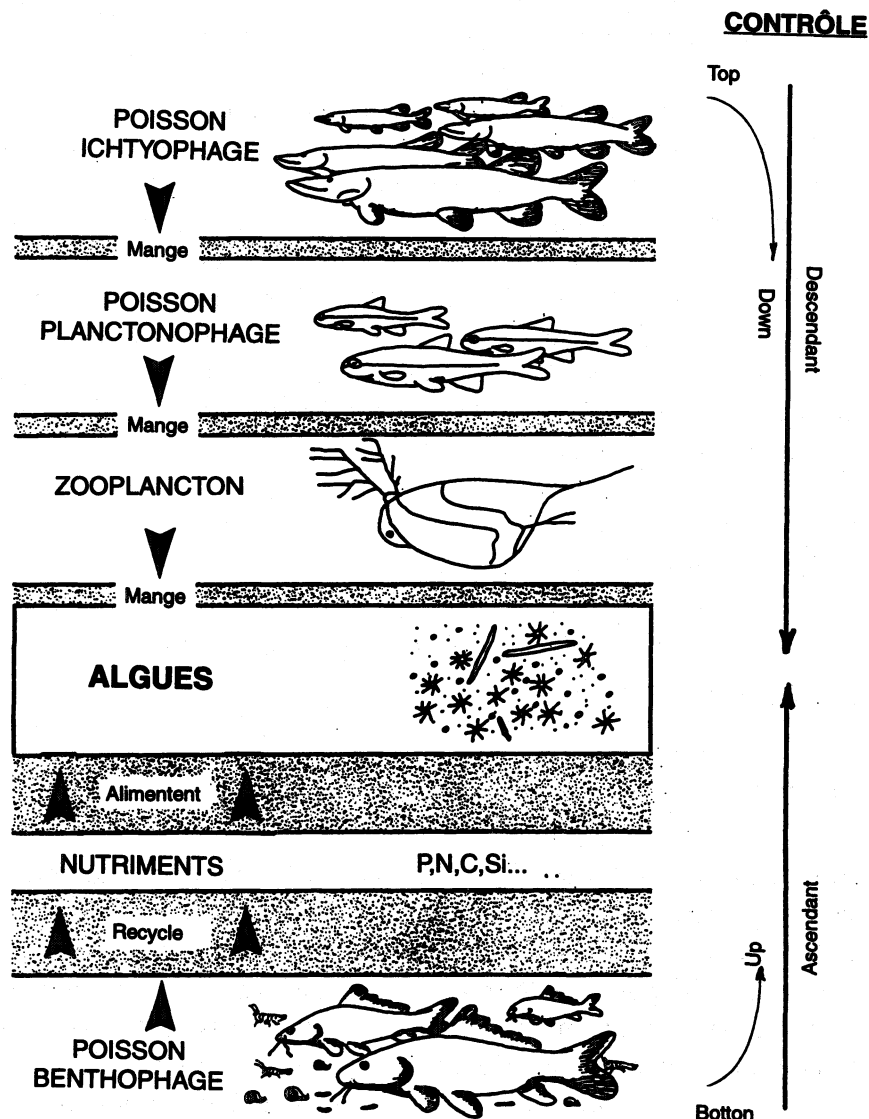
Plus récemment, c'est sur un plan d'eau hollandais, le lac Groot Vogelenzang, que la technique du Jetsed a été expérimentée.

Lac Groot Vogelenzang ($S = 18$ ha, $Z_{\max} = 2,5$ m). En 1989, 120 tonnes d'une solution de Fe Cl_3 à 40 % furent injectés à raison de 100 g Fe. m^{-2} . Que ce soit sur le court ou le long terme, aucune amélioration n'a été observée qui puisse être distinguée des variations annuelles normales. Il faut dire que le temps de séjour n'est que de 5 semaines et que l'eau provient de lacs amont très riches en phosphore.

13. BIOMANIPULATIONS

13.1. But et principe d'action

Réduire la biomasse algale en intervenant sur la composition du peuplement piscicole. Deux principes d'action peuvent être mis à contribution (fig; 64).



64. Cascade trophique et contrôles réalisés par biomanipulation.

Contrôle par les prédateurs, du type descendant dans la cascade trophique (de haut en bas = top down). On élimine les poissons qui consomment le zooplancton pour permettre à ce dernier de se développer et de brouter le phytoplancton, dernier maillon de la cascade trophique. Beaucoup d'espèces sont planctonophages et la plupart le sont à leur stade larvaire

et juvénile. Cependant, la technique vise particulièrement les espèces zooplanctonophages qui, comme la truite arc-en-ciel, chassent à vue le zooplancton de grande taille tel que la Daphnie dont le broutage est particulièrement efficace. Leur élimination peut se faire soit directement par capture, empoisonnement ou toute autre méthode, soit par l'intermédiaire de l'activité prédatrice de poissons ichtyophages, comme le brochet, complétant ainsi la cascade trophique vers le haut. Deux autres moyens de contrôle descendant sont utilisés qui consistent à introduire directement un animal phytoplanctonophage :

- un poisson comme la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*)
- un zooplancton comme la Daphnie (à titre expérimental)

Contrôle par les ressources du type ascendant dans la cascade trophique (de bas en haut = bottom up). On élimine les poissons dont les activités concourent à augmenter la charge interne en phosphore en provenance des herbiers, du benthos et des sédiments de la zone littorale au profit du phytoplancton de la zone pélagique. Sont aussi visées des espèces benthophages telles que la carpe commune ainsi que des espèces omnivores comme le gardon. Le contrôle ascendant désigne habituellement le contrôle de la charge externe en phosphore, suggérant ainsi l'emploi de techniques « dures », caractéristiques de l'ingénierie, ce qui l'oppose au contrôle « descendant » qui, lui, suggère l'emploi des techniques « douces » propres aux biomanipulations. Comme si l'empoisonnement à la roténone était plus « doux » que la gestion de zones tampon ! Dans ce chapitre le « contrôle ascendant » est strictement limité au cadre des biomanipulations et par conséquent ne concerne que les activités biologiques qui accroissent la richesse de la zone trophogène en phosphore. Il s'agit en fait de « contrôle ascendant interne à acteurs biologiques ».

13.2/3. Matériel et méthodes

Modifier la composition d'un peuplement piscicole consiste soit à éliminer, soit à introduire du poisson, soit les deux.

13.2/3.1. Elimination

Piscicides. Les plus utilisés sont l'antimycine et surtout la roténone. Cette dernière, commercialisée sous forme d'une solution à 5 % de racine de derris (légumineuse asiatique), permet d'atteindre une mortalité de 100 % pour une concentration d'1 mg.l⁻¹. La température de l'eau doit dépasser 20°C pour que le traitement soit efficace. A basse température, l'effet a une persistance qui retarde la reconstitution du peuplement piscicole au-delà d'une semaine, laps de temps couramment pratiqué. De toutes façons il convient de tester l'absence de toxicité avant de réempoisonner. Les tests consistent tout simplement à observer le comportement de poissons en cages immergées à différents endroits et à différentes profondeurs. En utilisant des solutions de roténone moins concentrées (0,25 mg.l⁻¹) on peut ne provoquer qu'un empoisonnement partiel pour, par exemple, éliminer des espèces sensibles qui viennent consommer les oeufs des piscivores dans les frayères littorales. La roténone étant également toxique pour le zooplancton et ses daphnies, plusieurs mois sont nécessaires au rétablissement d'une population de densité équivalente à ce qu'elle était avant le traitement, ce qui laisse au phytoplancton tout loisir de proliférer à l'excès. En ce sens, l'utilisation de piscicides pour améliorer l'état trophique d'un plan d'eau est sujette à caution.

Mortalité hivernale (= winter fish-kill). Cette technique met à profit la mortalité massive qui se produit naturellement dans les plans d'eau gelés, suffisamment eutrophes pour que l'oxygène consommé pour la minéralisation soit très supérieur à celui produit par photosynthèse sous la glace. On peut encore réduire la photosynthèse en étalant sur la glace du sable, de la terre ou toute substance opaque. Au dégel, il faut retirer les cadavres pour éviter que le phosphore résultant de leur décomposition ne stimule la pousse printanière du phytoplancton. Il faut également recenser les survivants soit pour appliquer une technique d'élimination complémentaire soit pour réempoissonner de façon convenable. On constate que, malheureusement, les espèces les plus résistantes à ce type de traitement sont les moins désirables (cyprinidés).

Pêche exhaustive. Utilisés de façon intensive, les filets tels que les sennes permettent d'éliminer la majeure partie du peuplement piscicole. Encore faut-il que le lac soit peu profond, les herbiers peu abondants et que les fonds soient réguliers et dépourvus d'obstacles pour que les sennes travaillent au plus près sans s'accrocher ni se déchirer. Les réservoirs et autres lacs de barrage, généralement encombrés de rochers et de souches d'arbres, font de très mauvais candidats. Par ailleurs, s'agissant d'une technique laborieuse et coûteuse, elle ne peut concerner que des plans d'eau qui ne dépassent guère la centaine d'hectares de superficie.

Baisse de niveau. Abaisser le niveau de la surface d'un lac permet :

- d'exonder les zones littorales faisant ainsi mourir les planctonophages prisonniers des herbiers et des mares résiduelles,
- de mettre à sec les pontes, le succès de l'élimination dépendant de l'ajustement du moment de la baisse de niveau par rapport à la période de frai,
- de ramener le volume d'eau à celui des ouvrages de confinement, bassins et canaux, qu'il est bon de prévoir au moment de la création du plan d'eau ; on favorise ainsi la prédation exercée par les piscivores, on facilite la capture au filet, on améliore l'efficacité de la roténone, réduisant à la fois les quantités à employer et les possibilités d'effets secondaires indésirables, et si les eaux sont fortement chargées en matières organiques, les poissons finissent par mourir d'asphyxie.

13.2/3.2. Introduction

Dans un peuplement en place. Pour que la cascade trophique ait quelques chances de s'installer de façon efficace et durable il faut que les espèces piscivores soient introduites en quantité et en diversité convenables.

Quantité : les piscivores doivent représenter de 30 à 40 % du peuplement total ce qui correspond à un rapport [biomasse de piscivores / biomasse de planctonophages + benthophages] compris entre 0,28 et 0,66.

Diversité : pour éviter la rupture de la cascade trophique il faut à la fois des espèces, qui comme le brochet, ont une bouche assez grande pour capturer les planctonophages et les benthophages adultes et des espèces qui, comme la perche, sont capables de consommer aussi bien des juvéniles (0^+) que de la faune benthique au cas où les juvéniles viendraient à manquer. D'une façon générale c'est par la diversité du peuplement piscivore que la prédation peut avoir lieu quelles que soient les conditions environnementales qui se succèdent au cours de la journée et des saisons.

Après destruction du peuplement en place. Tout dépend des objectifs de gestion.

Objectif eau de qualité « baignade ou AEP ». Il faut éviter à tout prix d'introduire de ces poissons fauteurs de trouble (planctonophages, benthophages et herbivores), impératif difficile à respecter en raison de l'immigration via les tributaires et les introductions plus ou moins clandestines (déversements d'aquariums, appâts vivants, transferts par la faune aviaire...). Par ailleurs, il faut maintenir une biomasse active de piscivores au travers d'une réglementation de pêche qui vise à protéger à la fois les jeunes pour assurer la reproduction et les gros adultes pour assurer la prédation, ce qui correspond plus à autoriser un « créneau » de tailles de capture qu'une taille de capture minimale.

Objectif eau de qualité « pêche ». En plus des piscivores on introduit des planctonophages et des benthophages de manière à équilibrer la cascade trophique à sa convenance, avec toutes les chances de voir revenir l'état trophique à ce qu'il était avant la destruction du peuplement en place.

13.4. Efficacité

Le succès d'une biomanipulation tient à un certain nombre de facteurs.

La connaissance de la composition du peuplement piscicole. Le poisson étant l'instrument du traitement, la moindre des choses est de connaître son peuplement en quantité aussi bien qu'en qualité. Connaissance facile à acquérir quand il s'agit du poisson introduit, ou extrait, beaucoup plus difficile en ce qui concerne le peuplement en place, à moins qu'il n'ait été exterminé de façon certaine.

La taille du plan d'eau. Comme pour n'importe quelle technique, la taille du site traité est un facteur limitant, variable selon les moyens employés. L'utilisation combinée de plusieurs techniques partiellement mises en oeuvre permet de repousser cette limite, comme de repeupler en piscivores sans atteindre la densité idéale à condition de favoriser par ailleurs la capture des planctonophages même si elle n'est pas exhaustive. Mais c'est le principe d'action même qui peut être mis en échec par la taille du plan d'eau. Sans doute le contrôle ascendant réalisé en supprimant les benthophages est-il assuré de réduire la charge interne en provenance des sédiments, encore faut-il que le lac ne soit pas trop profond pour que cette réduction se répercute sur l'activité phytoplanctonique qui, elle, se développe à proximité de la surface. Plus exigeant encore est le contrôle descendant dont la chance de succès dépend de la mise en place d'une cascade trophique efficace ce qui privilégie les lacs suffisamment grands et profonds pour que leur fonctionnement soit dominé par le système pélagique au détriment des petits plans d'eau peu profonds envahis par les macrophytes. Dans beaucoup de cas la situation n'est pas aussi partagée et une zone littorale importante coexiste avec la zone pélagique, le réseau trophique de l'une interagissant avec la cascade trophique de l'autre. Interactions multiples et mal connues : la zone littorale et ses herbiers peuvent être à l'origine d'un phosphore transféré par les poissons vers la zone pélagique, ils peuvent également constituer un refuge pour les planctonophages alors qu'il est souhaitable qu'ils abritent les daphnies et les piscivores. Et si le lac est peu profond une trop grande taille facilite la remise en suspension des sédiments par le vent, ce qui empêche le développement des herbiers !

La situation géographique. Il est évident que le succès d'une technique comme la mortalité hivernale où intervient la prise en glace du plan d'eau dépend avant tout de la situation géographique (latitude et altitude). Plus subtile est l'influence que peut avoir ce facteur sur le développement d'espèces zooplanctoniques de grande taille (daphnies), les seules à pouvoir se livrer à un broutage efficace. En effet, toutes les aires géographiques ne semblent pas capables d'abriter de telles espèces et il convient de le vérifier en étudiant le zooplancton d'autres lacs en bon état, s'il y en a, appartenant à la même zone géographique.

L'état trophique. A mesure que l'état trophique progresse sous l'effet de l'augmentation des apports en phosphore, le phytoplancton devient inconsommable (cyanobactéries), l'hypolimnion se désoxygène, les herbiers disparaissent par manque de lumière ou étouffés par le périphyton et les filamenteuses, les frayères s'ensavent... toutes conditions qui favorisent les planctonophages au détriment du zooplancton et des ichtyophages. En d'autres termes, le contrôle descendant ne peut avoir quelque chance d'être efficace que si la charge externe en phosphore est inférieure à un seuil évalué à environ $0,69 \text{ g P/m}^2/\text{an}$. Dans certains lacs ce seuil d'efficacité pourrait être repoussé à $2 \text{ g P/m}^2/\text{an}$ mais en aucun cas le contrôle descendant ne peut remplacer le contrôle des apports en P, il ne fait que le compléter. Une fois la charge externe en phosphore ramenée en dessous du seuil d'efficacité, l'intérêt de mettre en place un contrôle descendant est de continuer à améliorer la situation sans avoir à poursuivre sur le bassin versant une déphosphatation poussée impossible à réaliser ou trop coûteuse. Il ne faut surtout pas imaginer pouvoir traiter un lac hypereutrophe en y déversant quelques brochets ou quelques carpes argentées et échapper ainsi à la déphosphatation de son bassin versant !

Les biocides. Les pesticides véhiculés par les eaux de ruissellement agricole sont très toxiques pour le zooplancton à des concentrations inférieures à $1 \mu\text{g.l}^{-1}$. Des blooms algaux résultant de l'élimination du zooplancton peuvent donc avoir pour origine les cultures de plein champ mais également le jardinage, l'entretien des pelouses et...des abords des plans d'eau. D'autres biocides peuvent intoxiquer le zooplancton. C'est le cas du cuivre utilisé comme algicide à des concentrations de 1 à 2 mg.l^{-1} alors que la survie de diverses espèces de daphnies est fortement compromise à partir de $40 \mu\text{g.l}^{-1}$. Le phénomène de « rebond » que l'on enregistre après un traitement au cuivre est partiellement dû à la mortalité du zooplancton. Enfin, sans être véritablement mortelles pour le zooplancton, de nombreuses substances, comme les tensio-actifs, ont un effet inhibiteur sur son comportement alimentaire.

L'aménagement du plan d'eau. S'il est utile d'introduire des piscivores, il est souhaitable qu'ils puissent se reproduire. D'où la nécessité de protéger les herbiers, les prairies inondables et autres zones humides qui servent de frayères des méfaits de l'urbanisation du littoral. Il est également nécessaire de favoriser la survie du zooplancton en l'aidant à échapper aux prédateurs visuels. En conditions naturelles il trouve refuge sous les nénuphars, dans les eaux troubles ou fortement colorées ainsi que dans les zones aphotiques des lacs profonds ou dans les couches faiblement oxygénées de l'hypolimnion où il peut survivre mais pas son prédateur. On peut déjà aider la nature en évitant de détruire les herbiers et en replantant si nécessaire, en maintenant artificiellement la concentration en oxygène adéquate dans les zones refuges pélagiques... Beaucoup moins naturellement des abris peuvent être constitués de fagots de branchages, de morceaux de cordages ou de filets, et même de cages en filet. Ces dernières, dont l'ouverture de maille laisse passer les grosses daphnies mais pas le poisson sont particulièrement efficaces. On peut mettre en oeuvre simultanément plusieurs types d'aménagement séparément (cages + plantation de macrophytes) ou autour

d'un même dispositif (destratification + refuges artificiels). C'est enfin le phytoplancton qu'on pourra avantageusement manipuler en inactivant le sédiment. On empêche ainsi les cyanobactéries telles qu'*Aphanizomenon flos-aquae* ou *Anabaena flos-aquae* de se développer à partir de leurs sources benthiques et de surprendre les daphnies par un bloom printanier d'organismes inconsommables.

Le long terme. Tout au cours du temps, un lac est soumis en permanence à des perturbations aussi bien d'origine humaine que naturelle. Chacune de ces perturbations induit une évolution de la biocénose au cours de laquelle se succèdent les espèces. Si l'on veut maintenir l'efficacité de la cascade trophique à son maximum il est nécessaire de réaménager en permanence le cheptel piscicole. C'est évident quand les perturbations résultent d'une activité telle que la pêche sportive intensive qui touche directement la cascade trophique. Mais c'est tout aussi valable quand il s'agit de perturbations liées à des apports de nutriments ou de toxiques, à des aménagements du littoral ou à des phénomènes météorologiques. Finalement, le long terme est d'autant mieux assuré au moindre effort de biomanipulation que, d'une part, les perturbations sont limitées à l'inévitable et que, d'autre part, les conditions de milieu sont favorables au contrôle descendant, ce qui signifie, entre autres, que la charge en phosphore est limitée et que l'aménagement du plan d'eau offre de quoi survivre au zooplancton et aux ichtyophages.

La part d'aléatoire. Non seulement le contrôle de la biomasse algale par le biais de la cascade trophique est plus complexe que par celui des apports en phosphore, mais le résultat est plus aléatoire. En effet, même dans les cas favorables au contrôle descendant (état trophique peu avancé, système pélagique dominant), l'ampleur de la cascade trophique dépend des variations du peuplement piscicole c'est-à-dire des différents taux de reproduction et de mortalité. Ces taux sont eux-mêmes fonction de nombreux facteurs dont le déterminisme n'est pas forcément bien connu, la météorologie n'étant pas des moindres. Le zooplancton peut également réserver des surprises si la possibilité de se développer est donnée à des espèces carnivores qui vont s'attaquer aux autres représentants du groupe, particulièrement aux daphnies. Sans compter que l'impact de ces variations en fin de cascade n'est pas instantané : « la production algale d'aujourd'hui dépend du zooplancton d'hier qui dépend des planctophages du mois dernier qui dépendent du recrutement des piscivores de l'année précédente ». D'où l'intrusion de temps de délai, de phases d'inertie, autant d'opportunités d'aléatoire dans les relations de cause à effet. Que dire alors des lacs beaucoup moins favorables, dont l'état trophique est déjà avancé et dont le fonctionnement du système pélagique est perturbé par celui du système littoral, quand il n'est pas masqué par lui ! C'est d'ailleurs pour réduire la part d'aléatoire et contribuer à assurer l'efficacité du traitement qu'on favorise la cascade trophique en gérant au plus près le peuplement piscicole et en aménageant au mieux le plan d'eau et son bassin versant.

Les limites du savoir. Souvent présentée comme une solution « douce » capable de remplacer avantageusement les techniques « dures » de l'ingénierie classique, la biomanipulation apparaît d'autant moins simple et efficace qu'on veut obtenir une amélioration à long terme de lacs qui méritent véritablement d'être traités. Sans doute son efficacité est-elle conditionnée par les facteurs qui viennent d'être évoqués mais la part d'aléatoire diminuera également à mesure que l'on connaîtra mieux le fonctionnement biologique des écosystèmes lacustres en général et du plan d'eau traité en particulier. Amélioration du savoir qui requiert des moyens autres que ceux développés pour aboutir aux techniques « dures » et surtout une meilleure osmose entre limnologie et gestion piscicole.

13.5. Effets secondaires indésirables

Peuvent être mis en cause soit le principe lui-même, soit les techniques.

Principe. S'agissant de traiter un lac passablement eutrophe, de mauvaises conditions d'efficacité, ou la part d'aléatoire, peuvent ne pas l'améliorer. Elles ne peuvent guère le détériorer compte tenu de la suprématie du contrôle par les ressources. Il en est tout autrement d'un lac en relativement bon état qu'un mauvais contrôle descendant peut facilement détériorer. Une telle détérioration est tout particulièrement à craindre quand on veut utiliser à des fins piscicoles un plan d'eau de qualité « baignade » ou « AEP ».

Techniques. Les nuisances visuelles et olfactives dues à la mort massive de poissons résultant de l'emploi de piscicides, à la pratique de la baisse de niveau ou à celle du « Winter fish-kill » peuvent être limitées dans le temps et dans l'espace. Par contre, l'introduction d'organismes (piscivores) ou de substances (piscicides) peut altérer les caractéristiques du milieu aquatique aval soit directement par échappement des organismes ou entraînement des substances à l'émissaire soit indirectement par fuite des proies (zooplanctophages) ou entraînement des poissons morts.

13.6. Coûts

Qu'il s'agisse d'introduire des piscivores ou de réempoissonner après éradication, le coût de l'opération est relativement faible, ce qui contribue d'ailleurs au renom de la biomanipulation. Les techniques d'élimination sont beaucoup plus laborieuses et coûteuses, même celles qui consistent à utiliser des piscicides ou à pratiquer le « Winter fish-kill » puisqu'il est indispensable d'enlever les cadavres. En réduisant les volumes et les superficies à traiter ou à pêcher, la pratique de la baisse de niveau réduit d'autant le coût du traitement. La pêche permet de commercialiser le poisson alors que les poissons ramassés morts sont utilisables comme engrais.

13.7. Exemples d'application

Lac Michigan ($S = 57.750 \text{ km}^2$, $Z_{\text{max}} = 282 \text{ m}$). Au début du siècle l'invasion du lac par la lamproie de mer et le développement de la pêche commerciale concoururent à réduire la densité de la truite de lac, piscivore du sommet de la cascade trophique en place. Les planctivores se multiplièrent, exerçant une forte prédation sur les grandes espèces de zooplancton, lesquelles furent remplacées par des individus de petite taille beaucoup moins efficaces pour brouter le phytoplancton. Ce dernier proliféra aidé en cela par un accroissement de la charge externe en phosphore si bien que la transparence diminua de façon drastique. Le contrôle de la lamproie joint à l'introduction réussie du saumon du Pacifique fit qu'au début des années 80 la densité de la lamproie diminua et les grandes espèces de zooplancton réapparurent. Simultanément la transparence atteignit 15 m et plus alors qu'elle n'était que de 4 à 5 m au début des années 60. Cette amélioration spectaculaire ne peut guère être attribuée aux mesures prises à partir de 1972 pour diminuer la charge externe car la diminution de la concentration en phosphore de ce lac oligotrophe fut minime, passant de $7 \mu\text{g.l}^{-1}$ en 1976 à $4 \mu\text{g.l}^{-1}$ en 1985. Depuis, le réseau trophique a évolué sous la pression des planctophages qui se sont à nouveau développés, accroissant leur prédation sur le zooplancton de grande taille dont

le broutage compense difficilement la croissance du phytoplancton. De plus, il apparut que, malgré une grande différence du peuplement zooplanctonique entre 1983 et 1987, les concentrations en chlorophylle diminuèrent de façon identique durant l'été de ces deux années, ce qui minimise considérablement le rôle du zooplancton dans cette diminution. La conclusion d'une telle évolution est que les grands lacs développent des cascades trophiques efficaces tout aussi bien que les petits mais il est beaucoup plus difficile, voire impossible, d'en contrôler l'évolution sur le long terme à cause de la complexité de la structure et du fonctionnement de tels écosystèmes.

Lac Washington ($S = 88 \text{ km}^2$, $Z_{\text{max}} = 64 \text{ m}$). A la suite d'un détournement d'effluents domestiques achevé en 1967 les concentrations en phosphore chutèrent de $64 \mu\text{g.l}^{-1}$ (pré-détournement) à $21 \mu\text{g.l}^{-1}$ (1972). Il s'ensuivit une diminution de la biomasse phytoplanctonique et, par voie de conséquence, une augmentation de la transparence qui passa de 1 à 3,1 m (moyenne estivale). Simultanément se produisit une forte régression des cyanobactéries, surtout des oscillaires jusqu'alors dominantes. Soudain, en 1976, des daphnies de grande taille proliférèrent en abondance provoquant une nouvelle diminution du phytoplancton et l'augmentation de la transparence qui atteignit 6,9 m. Ce développement inattendu de daphnies semble dû à un double déclin. D'une part celui des oscillaires qui entravaient leur comportement alimentaire et d'autre part celui d'un de leurs principaux prédateurs, le gammare. A son tour, le déclin du gammare semble pouvoir être associé au développement de l'éperlan, prédateur privilégié dont les conditions de reproduction se seraient trouvées fortuitement améliorées à la suite de travaux réalisés dans l'un des tributaires. L'évolution de ce lac mésotrophe montre que :

- l'essentiel de l'amélioration a été dû à la réduction de la charge externe en phosphore ;
- un contrôle de type descendant n'a pu s'installer et poursuivre l'amélioration qu'une fois l'état trophique ramené en deçà du seuil d'efficacité ;
- une cascade trophique a été déclenchée par des opérations menées sur le bassin versant et, qui plus est, de façon tout à fait fortuite ;
- l'introduction d'un piscivore n'est pas toujours souhaitable ; en l'occurrence ne risquerait-elle pas de provoquer la disparition de l'éperlan, d'où la multiplication des gammares, la réduction des daphnies... et le développement du phytoplancton ?

Lacs Zwemlust et Breukeleveen (Hollande). Ces deux lacs sont peu profonds, leurs eaux sont troubles et eutrophes, les concentrations en P allant de 100 à $500 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Le lac Zwemlust, le plus petit ($S = 1,5 \text{ ha}$, $Z_{\text{moy}} = 1,5 \text{ m}$) abritait un phytoplancton dominé par la cyanobactérie *Microcystis*. En Mars 1987 la totalité du poisson, soit 1 tonne/ha, fut extraite après baisse de niveau par capture au filet et pêche électrique. Le lac fut aussitôt remis en eau et réempoissonné en brochet et en rotengle, accompagnés de daphnies. Des plants et des rhizomes de Chara et de nénuphars furent introduits. Des refuges pour les daphnies et la fraie du brochet furent disposés sous forme de fagots de branches de saule. Bien que la charge en phosphore soit restée aussi élevée, la biomasse algale diminua considérablement puisque la concentration en chlorophylle (a) chuta de 250 à $5 \mu\text{g.l}^{-1}$! En contre partie les macrophytes envahirent le plan d'eau, remplaçant un problème de phytoplancton par un problème d'herbiers. Il est cependant plus facile de gérer ce dernier en faucardant les aires qui le demandent (les plages) au moment qui convient.

Le lac Breukelveen est beaucoup plus grand ($S = 1980$ ha, $Z_{moy} = 1,5$ m) et fait partie du groupe des lacs de Loosdrecht. Bien que sa charge externe ait été diminuée, son phytoplancton continuait à être dominé par les oscillaires, son zooplancton à être constitué uniquement de petites espèces et sa faune pisciaire à ne compter que de la brème, espèce planctophage. Le poisson fut pêché intensivement en mars 1989, la biomasse passant de 150 à 57 kg/ha. Des brochets 0^+ de 2 à 3 cm furent déversés à raison de 400 poissons/ha et de grosses daphnies à raison de 12 individus/m³. Aucune amélioration ne fut observée. On peut trouver trois raisons à cet échec :

- n'ayant pas été véritablement exterminée la brème a repris le dessus et s'est attaquée aux daphnies soumises par ailleurs à la prédation du zooplancton carnivore,
- le broutage des daphnies s'est trouvé bloqué par les filaments d'oscillaires,
- la croissance des macrophytes, une des clefs du succès, a toujours été empêchée par la turbidité des eaux de ce lac dont la grande taille offre la distance nécessaire au vent pour remettre en suspension une grande quantité de sédiments.

Réservoir Bautzen (Allemagne) ($S = 533$ ha, $Z_{moy} = 7,4$ m). Réservoir hypereutrophe créé en 1973. Le brochet y proliféra rapidement jusqu'à ce qu'en 1976 la pêche sportive l'éliminât en l'espace de 2 ans. L'absence de piscivore favorisa le développement de la perche dont la prédation sur le zooplancton ne laissa subsister que de petites espèces. Dès 1977, et jusqu'en 1988, le réservoir fut régulièrement repeuplé en sandre et la pêche de ce piscivore fut sévèrement réglementée. Dès lors, la population de perche diminua sans pour autant être éliminée, sa prédation résiduelle contribuant à limiter les populations de zooplancton carnivore. Moins chassée à la fois par le poisson et par le zooplancton carnivores, la daphnie put se développer mais le phytoplancton résista au broutage en produisant des espèces inconsommables, coloniales comme la cyanobactérie *Microcystis* ou filamenteuses comme la chlorophycée *Hydrodictyon*. Bien que la phase des eaux claires durât plus longtemps et que la lumière pénétrât un peu mieux, la biomasse algale ne diminua pas, sauf 1 seule année. Cette biomanipulation montre que même dans un lac hypereutrophe on peut induire une cascade trophique mais son résultat est très limité en ce sens qu'il consiste moins en une diminution de la quantité de phytoplancton qu'en une évolution des espèces, ce qui est bien moins favorable surtout si les espèces sont nuisantes.

Réservoir Hassan 1er (Maroc) ($S = 32$ km², $Z_{max} = 35$ m). Bien qu'hors zone tempérée ce réservoir présente l'intérêt d'avoir été traité par introduction de la carpe argentée, espèce phytoplanctonophage. Mis en eau en 1974, il montra des signes de dégradation dès l'année suivante : prolifération du phytoplancton et désoxygénation des eaux profondes. Parmi les mesures engagées pour améliorer la qualité de l'eau figure l'introduction de la carpe argentée. Un bras du réservoir ($S = 5$ ha, $Z_{max} = 20$ m) fut isolé et complètement pêché pour permettre aux 600.000 carpillons importés de Bulgarie (poids moyen : 1,3 g) d'atteindre à l'abri des prédateurs le poids de 25 à 50 g avant d'être relâchés dans l'ensemble du réservoir. Trois mois après leur introduction (août 1987) ils dépassaient largement les 100 g, certains dépassant même les 300 g ! Cette croissance se fit aux dépens du phytoplancton (espèces touchées : dinophycées et chlorophycées) ainsi que du gros zooplancton pour laisser se multiplier le petit (deux conséquences peu favorables à l'établissement d'un réseau trophique adéquat). Les carpes furent lâchées dans l'ensemble du réservoir en novembre 1987 et la pêche interdite jusqu'à la fin de 1988. De moins d'une tonne en août 1987, la biomasse des poissons passa à 1200 tonnes un an après et à 2100 tonnes en septembre 1989, la biomasse algale assimilée ayant été estimée à 1700 tonnes pour 1988 et 2100 tonnes pour 1989. Il en résulta une diminution du pic de la production phytoplanctonique et son report de 3 mois (de

juin à septembre) ainsi qu'une diminution de la consommation de l'oxygène par les eaux profondes. Par ailleurs, les pêcheurs professionnels bénéficièrent de la capture de 300 tonnes de poissons. Cette biomanipulation présente l'avantage de la réversibilité puisque la carpe argentée ne pouvant pas se reproduire sous climat chaud, il suffit de ne pas en réintroduire pour arrêter le traitement.

14. ALGICIDES

14.1. But et principe d'action

Réduire la biomasse algale au moyen d'un agent chimique qui agit soit au niveau du métabolisme cellulaire pour le bloquer ou le détruire (action algicide) soit au niveau de la multiplication cellulaire pour la ralentir ou l'arrêter (action algostatique).

14.2. Matériel

14.2.1. Algicides organiques

Il s'agit essentiellement de substances organiques de synthèse d'ailleurs plus connues pour leurs propriétés herbicides, telles que le diquat, l'endothall, le terbutryne. Elles sont relativement peu utilisées, notamment en raison du risque environnemental qu'elles présentent. Plus récemment on a mis en évidence la phytotoxicité de substances résultant de la décomposition de paille d'orge. Immersée en surface à raison de 50 g.m^{-3} après avoir été emballée dans des filets en plastique, la paille est laissée en place d'avril à octobre ce qui permet de réduire le développement du phytoplancton, particulièrement celui des cyanobactéries. A l'action phytotoxique s'ajoute la stimulation de l'activité consommatrice du zooplancton auquel la paille fournit un abri.

14.2.2. Algicides minéraux

Il s'agit du permanganate de potassium et surtout du cuivre, sous forme de sulfate. Il doit ses propriétés toxiques à l'ion cuivrique Cu^{++} dont les effets sont, entre autres, d'inhiber la photosynthèse, la division cellulaire et la fixation de l'azote. La toxicité varie selon les espèces algales, les plus sensibles étant les cyanobactéries, surtout les fixatrices d'azote et selon les conditions de milieu capables de modifier l'activité de l'ion Cu^{++} : complexation minérale, précipitation sous forme de carbonate, de sulfure, d'oxyde, complexation organique par les acides humiques et fulviques des eaux brunes, adsorption sur les argiles. Les principaux responsables de la diminution de l'efficacité du cuivre sont les élévations de pH et d'alcalinité. Non seulement l'ion Cu^{++} est éliminé de la colonne d'eau par précipitation sous forme de carbonate mais ses sites de fixation sur les membranes des cellules algales sont occupés par des ions Ca^{++} et Mg^{++} . Pour éviter cette précipitation intempestive, qui peut dépasser 90 %, on utilise une forme de cuivre chélatée par la triéthanolamine ou par l'acide citrique, le rapport acide citrique/sulfate de cuivre étant de 2 en poids. Le sulfate de cuivre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{ H}_2\text{O}$) se présente sous forme de cristaux, le pourcentage de Cu élémentaire étant de 25 %. Les chélates sont commercialisés sous forme cristallisée ou liquide. Des granulés à base d'argile contenant le cuivre pour le libérer graduellement sont utilisés pour traiter les algues qui se développent sur le fond (filamenteuses et characées).

14.3 Méthodes

14.3.1. Posologie

Pour la plupart des algues planctoniques la concentration en cuivre, amené sous forme de sulfate, dépend de l'alcalinité de l'eau :

- alcalinité < 40 mg.l⁻¹ de Ca CO₃ : 0,075 mg.l⁻¹ de Cu (0,3 mg.l⁻¹ de Cu SO₄.5 H₂O)
- alcalinité > 40 mg.l⁻¹ de Ca CO₃ : 0,25 mg.l⁻¹ de Cu (1 mg.l⁻¹ de Cu SO₄.5 H₂O)

Ces doses sont cependant insuffisantes quand les circonstances sont favorables à la précipitation des carbonates, ce qui est le cas en période de forte activité photosynthétique, le pH pouvant alors dépasser 9. D'où l'intérêt d'utiliser le cuivre chélaté, les recommandations étant les mêmes quel que soit le type d'eau (0,2 mg.l⁻¹ de Cu à partir d'une solution commerciale de cuivre chélaté à la triéthanolamine). Certaines algues sont plus résistantes, notamment les filamenteuses, les characées et certains oscillaires périphtiques. Il convient de doubler les doses du produit liquide tant que l'épaisseur d'eau ne dépasse pas 1 m. Au-delà on utilise des cristaux ou des granulés qui restent au contact des végétaux. Si le plan d'eau est utilisé à des fins d'AEP, le dosage doit tenir compte de la limite à ne pas dépasser au pompage : 0,05 mg.l⁻¹ de Cu. S'il s'agit de réservoirs à court temps de séjour, l'injection doit être continue, de l'ordre de 0,005 à 0,020 mg.l⁻¹ par jour.

14.3.2. Modalités d'application

Le traitement doit être appliqué dès les premiers symptômes de prolifération algale, par temps calme et ensoleillé, et pour une température d'eau supérieure à 15°C. L'épaisseur d'eau à traiter est variable mais ne doit pas dépasser 1 mètre. Cette valeur conditionne les quantités à épandre par unité de surface, quantités qu'il convient de moduler en fonction de la profondeur pour les zones moins profondes. Le traitement doit progresser des berges vers le centre pour éviter de piéger les poissons dans les criques peu profondes. Si le traitement comporte des risques de désoxygénation, il est préférable de l'appliquer en 2 fois, par moitié de plan d'eau, séparées de 4 jours. Pour assurer le contact nécessaire entre l'algicide et les algues quand elles se présentent sous forme d'amas, il est bon de disperser ce dernier tout simplement en passant dessus en bateau, ou par tout autre moyen mécanique. Comme on l'a vu, l'apport doit être répété, voire continu si le temps de séjour est très court de façon à contrecarrer les effets d'entraînement et de dilution, ou s'il est nécessaire de respecter des normes de potabilité. Dans ces cas de faibles apports répétés ou continus, l'action algostatique l'emporte sur l'action algicide.

14.3.3. Système d'épandage

L'épandage peut être réalisé de façon très rustique : granulés et cristaux épandus à la main, cristaux enfermés dans un sac de jute traîné par une embarcation, solution déversée directement dans le sillage d'un bateau à moteur... On peut également utiliser un matériel plus élaboré comprenant épandeurs et pulvérisateurs plus ou moins dérivés du matériel agricole, placés sur berge, embarqués... ou même hélicoptés. Quels que soient la technique et le

matériel utilisés, l'essentiel est qu'ils soient capables de respecter le plan d'épandage. Plus indirectement, le cuivre peut être introduit dans un tributaire du réservoir ou dans un destratificateur, la méthode d'introduction modifiant la méthode de calcul du dosage, et le dosage lui-même.

14.4. Efficacité

L'efficacité dépend d'abord de la façon dont les conditions de milieu permettent à l'ion cuivrique de rester en concentration et pendant un temps suffisants au contact de la cellule algale. Temps de séjour de l'eau et précipitation du cuivre doivent absolument être pris en compte dans la planification quantitative (dosage) et qualitative (chélation) du projet. Viennent ensuite les modalités d'application qu'il convient de respecter, à commencer par celles prescrites par le fournisseur quand il s'agit d'un produit commercial. Il est également très important de traiter à temps, c'est-à-dire avant que le développement algal ne réduise l'efficacité du cuivre du seul fait de son métabolisme (augmentation du pH, précipitation des carbonates, complexation organique) ou, pire, ne corrompe l'eau en se décomposant. En ce sens l'épandage de cuivre ne peut pas être un traitement d'urgence qu'on emploie au dernier moment, comme c'est bien souvent le cas. Ce sont enfin les espèces algales qui font le succès du traitement. Comme on l'a vu, certaines nécessitent plus de réactif que d'autres, généralement celles qui sont attachées. Il semblerait par ailleurs que certaines espèces sensibles soient devenues résistantes et nécessitent des formes chélatées ou des doses plus fortes. Mais il y a des espèces particulièrement réfractaires qui réclament des traitements particuliers. *Pithophora*, filamenteuse vert foncé qui pousse comme des tampons de laine d'acier, est sensible à un mélange de cuivre chélaté et de diquat (ou d'endothall). *Lyngbya*, cyanobactérie grisâtre qui forme des masses gélatineuses, nécessite un mélange de cuivre chélaté, de diquat et d'un polymère de contact. Quant aux diatomées coloniales qui tapissent le sable, les galets, les rochers et les surfaces de ciment de masses gélatineuses brunes ou grises, elles ne peuvent pas être éliminées par les algicides, seuls les traitements physiques peuvent en venir à bout. Même lorsqu'il est efficace pour son action algicide, le traitement n'a d'effet qu'à court terme et il doit être répété plusieurs fois dans la saison.

Le cuivre peut également être utilisé pour éliminer les cercaires, responsables de la dermatite du baigneur, et leurs hôtes intermédiaires, les escargots d'eau. On limite le traitement à la zone de baignade. Le dosage pour 100 m² est de 1,5 kg de sulfate de cuivre. On peut également utiliser un mélange de 800 g de sulfate de cuivre et 400 g de chaux. Pour plus d'efficacité et de sécurité il est préférable d'appliquer le traitement sur le fond. Pour éviter d'intoxiquer le poisson, le traitement ne doit pas représenter plus de 1/10 du plan d'eau. Il faut attendre que le mélange ait bien sédimenté, (24 heures), pour rouvrir la baignade. La contamination du sédiment est telle que la plupart des invertébrés meurent mais la recolonisation est possible à partir des zones non traitées, que les organismes se déplacent par leurs propres moyens ou qu'ils soient transportés par les courants.

14.5. Effets secondaires indésirables

L'utilisation du sulfate de cuivre comme algicide a de nombreux effets indésirables.

Sur le poisson. Ce sont sans doute les organismes les plus affectés, mis à part les algues. L'effet varie selon l'espèce, le sexe, le stade de développement, l'état sanitaire... et selon les conditions de milieu (température, alcalinité, gaz carbonique, turbidité, toxicité annexe...). Sur la base de critères de survie, de croissance et de reproduction, une espèce sensible comme la truite ne supporte pas plus de 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans une eau de 30 mg.l^{-1} d'alcalinité. Il est d'ailleurs recommandé de ne pas traiter une eau peuplée de truites si la dureté est inférieure à 50 mg.l^{-1} (cuivre chélaté à la triéthanolamine).

Sur les invertébrés. La toxicité est reconnue pour concerner nombre d'espèces dont les mollusques, d'où le traitement de la dermatose du baigneur, et surtout le zooplancton. Qu'il soit chélaté ou non le cuivre est très toxique pour la daphnie, l'un des brouteurs d'algues parmi les plus efficaces. C'est ce qui explique en partie le phénomène de rebond que l'on observe après un traitement, la mort ou même l'inhibition du zooplancton permettant aux nouvelles générations de phytoplancton de proliférer sans contrôle.

Sur les algues. L'utilisation répétée du cuivre semble développer une certaine résistance de la part des algues visées, les plus sensibles à l'origine. De plus, il apparaît qu'un bloom de *Microcystis* traité à des doses létales de cuivre (0,5 mg.l^{-1}) relargue ses toxines dans le milieu, ce qui ne se produit pas si le traitement est réalisé à la chaux éteinte. Il est donc préférable de ne pas traiter un bloom de cette cyanobactérie, ni d'aucune autre espèce toxique, par le cuivre, ni par aucun autre algicide, dans un réservoir destiné à l'AEP.

Sur la qualité de l'eau. La sédimentation massive des cellules algales, consécutive au traitement d'une fleur d'eau, contribue à désoxygéner les couches profondes. Il en résulte un relargage de substances plus ou moins toxiques ou nuisantes pour la faune benthique (et le traiteur d'eau) telles que l' NH_4 , l' H_2S , le Mn^{++} , le Fe^{++} et bien entendu le P qui lui est associé. Cette bouffée de phosphore résultant de la destruction d'une fleur d'eau est utilisée par de nouvelles générations algales et est partiellement responsable du phénomène de rebond.

Sur les sédiments. Même s'il est toxique pour le benthos, le cuivre sédimenté n'influence plus guère la colonne d'eau, du moins si les sédiments sont suffisamment carbonatés. Par contre dans les régions à faible alcalinité les sédiments chargés en cuivre constituent un problème potentiel par rapport aux risques d'acidification du milieu (pluies acides). Quoi qu'il en soit, la contamination par le cuivre d'un sédiment extrait par dragage constitue un sérieux handicap à sa réutilisation.

Sur le milieu aval. Une partie de l'algicide est évacuée à l'exutoire et va exercer ses pouvoirs sur le milieu aval y provoquant des modifications plus ou moins sensibles et heureuses.

Compte tenu de la multitude d'effets secondaires négatifs qu'a révélé un usage prolongé et croissant du cuivre, il est dorénavant moins employé comme algicide, en tout cas peu recommandé. La réduction observée des quantités mises en oeuvre résulte d'abord de celle du nombre de cas traités, d'autres techniques étant préférées. Elle résulte également de la réduction des doses employées grâce, d'une part, à l'utilisation de cuivre chélaté qui accroît l'efficacité, et, d'autre part, aux méthodes d'application qui privilégient l'action algostatique de « doses homéopathiques » et font éventuellement appel à des techniques complémentaires (destratification, aération hypolimnique...).

14.6. Coût

Le coût dépend essentiellement de la surface à traiter, de la fréquence de l'application et du dosage, lequel est fonction du type d'algue et de l'alcalinité. Les formes chélatées sont plus chères et sont nécessaires pour des eaux dures, mais elles sont plus efficaces et les effets durent plus longtemps. Il n'est pas dit qu'il soit rentable de traiter au cuivre un réservoir destiné à l'AEP dans l'espoir de réduire les dépenses de potabilisation dues aux proliférations algales compte tenu de l'inévitable augmentation des doses et de la fréquence de traitement, ainsi que des dégradations engendrées sur le long terme, et ce d'autant plus que le réservoir est plus eutrophe.

14.7. Exemples d'application

Depuis la découverte des propriétés algicides du cuivre au début du siècle, de très nombreux plans d'eau ont été soumis à son action. Quelques cas sont exposés pour leur exemplarité toute limitée.

Lake Casitas (Californie) ($S = 11 \text{ km}^2$, $Z_{\text{max}} = 82 \text{ m}$). Ce réservoir aux eaux fortement alcalines (150 mg.l^{-1} en Ca CO_3) est utilisé, entre autres, à des fins d'AEP. Malgré un traitement par épandage de sulfate de cuivre destiné à contrôler les algues planctoniques et une destratification partielle pour améliorer la qualité générale de l'eau, de sévères nuisances ont continué à se manifester. Celles-ci étaient dues à des cyanobactéries périphtiques qui, comme *Oscillatoria limosa*, tapissent les fonds et les reliefs et donnent des goûts et des odeurs désagréables à l'eau. Différentes formes de cuivre ont été testées (chélaté ou non, liquide ou cristallisé) ainsi que différents modes d'application et différentes concentrations. Les formes liquides se sont révélées d'une très faible efficacité. Les cristaux de CuSO_4 épandus à une concentration de $1,7 \text{ mg.l}^{-1}$ de Cu au contact du périphyton ont eu quelque effet sur lui mais également sur le benthos. Seuls les granulés de cuivre chélaté épandus à une dose de $0,2 - 0,4 \text{ mg.l}^{-1}$ de Cu ont éliminé les algues nuisantes. Malheureusement l'effet n'a duré que quatre semaines, les invertébrés benthiques ont été fortement touchés et cette solution se révéla la plus coûteuse de toutes. Le traitement n'a pas été poursuivi pour des raisons essentiellement environnementales.

Fairmont lakes (Minnesota). Quatre petits lacs à vocation récréative et un lac destiné à l'AEP ont été traités et leur évolution a été suivie pendant 58 ans. Le phénomène de rebond y a été particulièrement bien étudié, et traité, nécessitant de multiplier des doses de plus en plus élevées de CuSO_4 pour aboutir à une dégradation significative des lacs accompagnée d'une forte contamination des sédiments. Le traitement a été complètement arrêté, y compris dans le lac destiné à l'AEP. Depuis, les problèmes de phytoplancton n'ont pas empiré.

Retenue de la Méaugon (Côtes du Nord) ($S = 82 \text{ ha}$, $Z_{\text{moy}} = 9,6 \text{ m}$). Ce réservoir destiné à alimenter la ville de St Briec en eau potable, a été envahi par les algues dès sa mise en eau. De sérieux problèmes de colmatage des filtres se sont posés, problèmes qui n'ont pas été résolus en utilisant des niveaux de prise d'eau moyens ou inférieurs, du fait d'une présence excessive d'azote ammoniacal et de manganèse dus à la désoxygénation des eaux profondes. Une oxygénation hypolimnique a été mise en place en 1984, utilisant les services de trois appareils du type « Cône Immergé à Tuyères ». Par ailleurs, la retenue est régulièrement

traitée depuis 1981 au sulfate de cuivre chélaté à l'acide citrique dans un rapport de poids de 2 à 1 selon des doses calculées de manière à éviter de dépasser la limite des $50 \mu\text{g.l}^{-1}$. Fractionné en 6 applications réparties régulièrement de mai à septembre le traitement de 1984 a permis d'une part d'avoir un peuplement planctonique exempt de cyanobactéries pour une concentration comprise entre $0,1$ et $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ de P tot. Le traitement de 1991 a été fractionné en 3 fois, 2 rapprochées en juin, et 1 en septembre, vraisemblablement pour faire face à des fleurs d'eau. Sur les 72 analyses de cuivre, 8 ont été supérieures à $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ dont une de $170 \mu\text{g.l}^{-1}$. Par ailleurs, 2 pics de cyanobactéries ont été observés l'un en juin (*Anabaena* et *Microcystis*) l'autre en septembre (*Aphanizomenon*) la concentration en Ptot se situant entre $0,2$ et $0,3 \mu\text{g.l}^{-1}$.

3EME PARTIE

INTERVENTIONS SUR LE PLAN D'EAU

PROBLEME DE MACROPHYTES

15. DRAGAGE

16. SCARIFIAGE

17. FAUCARDAGE

18. VARIATIONS DU NIVEAU DE L'EAU

19. INHIBITEURS PHYSIQUES DE CROISSANCE

20. CONTROLES BIOLOGIQUES

21. HERBICIDES

15. DRAGAGE

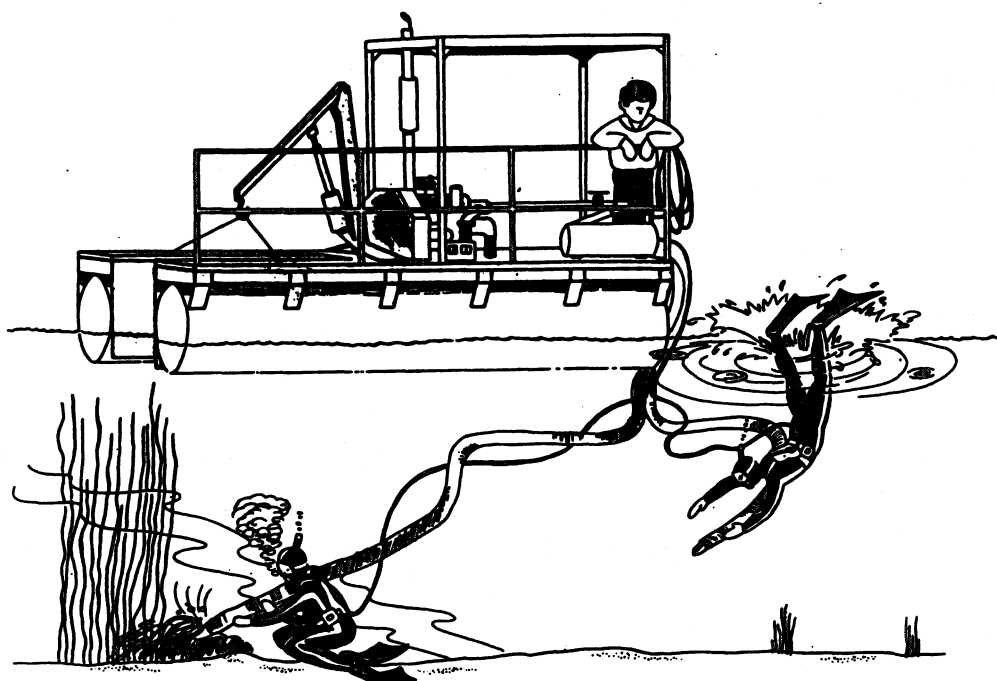
15.1. But et principe d'action

- Extraire les sédiments littoraux colonisés par les herbiers de manière à
- éliminer les végétaux nuisants ainsi que leurs organes souterrains pérennants (racines, rhizomes...),
 - éliminer les sédiments, supports physiques et sources de nutriments,
 - augmenter l'épaisseur d'eau pour réduire la quantité de lumière parvenant au sédiment et à sa flore colonisatrice.

15.2. Matériel

Dragues mécaniques. Malgré l'irrégularité du travail qu'elles réalisent et l'intense remise en suspension des sédiments qu'elles provoquent, les dragues mécaniques du type drag-line ou à benne preneuse sont les seules à pouvoir faire face à la diversité des matériaux que vise ce type de dragage. De plus, elles sont faciles à transporter et peuvent traiter des zones confinées fréquemment rencontrées dans les aménagements de berges, de bassins et de marinas.

Dragues suceuses (fig. 65). De petites dragues suceuses portatives sont utilisées par des plongeurs pour aspirer les tiges et les racines des végétaux. Une fois parvenues en surface celles-ci sont retenues dans des paniers en filets pour en éviter la dispersion et la prolifération par multiplication végétative.



65. Drague suceuse portative (d'après Cooke et al., 1993).

15.3. Méthode

15.3.1. Profondeur de dragage

Il existe une profondeur maximale de colonisation (PMC) au delà de laquelle les macrophytes ne reçoivent plus assez de lumière pour effectuer la photosynthèse nécessaire à leur croissance. Cette PMC est fonction de la quantité de lumière qui parvient en profondeur donc essentiellement de la latitude et de la transparence de l'eau (T). Différentes formules ont été proposées pour différentes zones géographiques et selon différentes échelles de représentation :

- Wisconsin, échelle linéaire : $PMC = 0,83 + 1,22 T$
 - Wisconsin, échelle logarithmique : $\log PMC = 0,25 + 0,79 T$
 - Floride, échelle logarithmique : $\log PMC = 0,41 + 0,42 T$
 - (Finlande + Wisconsin + Floride), échelle logarithmique : $\log PMC = 0,26 + 0,61 T$
- PMC et T étant exprimés en mètres

La variabilité des résultats fournis par ces formules tient à la fois à des différences protocolaires d'échantillonnage et de mesure, à la variabilité des végétaux rencontrés et aux différences de caractéristiques régionales. Si l'on veut utiliser ce type de formule il est nécessaire de l'établir pour la région à laquelle appartient le lac, pour le type de lac et selon un protocole reproductible. Quelle que soit sa formulation précise, la relation PMC/T fait que tout traitement visant à augmenter la transparence fait s'étendre les herbiers en profondeur, à condition que les autres caractéristiques environnementales s'y prêtent, à commencer par celles du substratum. Vouloir atteindre le fatidique mètre de transparence qui autorise la baignade surveillée permet aux macrophytes de prendre racine jusqu'à 2 m voire 2,8 m de profondeur. Pour de simples raisons de physique, la latitude est un facteur très important mais pour les angiospermes elle l'est moins que la transparence. Même si elle ne dépasse pas la PMC, la profondeur atteinte après dragage est très souvent suffisante pour voir s'installer une flore moins gênante que la précédente. D'une façon générale, l'extension verticale de la colonisation est limitée en bas par la PMC, en haut par la zone d'érosion due aux vagues et au dégel et entre les deux par la pente qui ne doit pas dépasser 15 % pour offrir un substrat suffisamment stable. Ce dragage en profondeur ne peut bien évidemment être réalisé que par des dragues mécaniques, les suceuses portatives ne permettant guère d'intervenir au-delà de 20 cm, profondeur suffisante pour extirper les racines.

15.3.2. Superficie à draguer

Pour des raisons d'économie certes mais surtout d'écologie, il ne faut absolument pas éliminer la totalité des herbiers. Il doit en rester en quantité et en diversité suffisantes pour offrir à la faune tant pisciaire qu'aviaire de quoi s'abriter, se nourrir et se reproduire. Même dans des cas extrêmes, l'élimination ne doit pas dépasser 70 %. Caractérisées par la précision de leur travail, les suceuses portatives ne peuvent traiter que de petites superficies. Il convient de les réserver soit pour traiter des zones difficiles d'accès ou encombrées d'obstacles, soit pour désherber de façon sélective. En ce cas, l'éradication de l'espèce visée peut et doit être de 100 %.

15.3.3. Période de dragage

Il est préférable d'opérer au début de la croissance des plantes de manière à avoir moins de végétal à véhiculer et par conséquent moins de chances de favoriser la multiplication végétative. Cet impératif est encore plus valable pour le dragage manuel.

15.4. Efficacité

Le dragage est un moyen très efficace pour maîtriser la croissance des végétaux à partir du moment où il extrait également le sédiment support, à plus forte raison s'il s'approche de la PMC. A condition bien entendu que tout ait été entrepris par ailleurs pour éviter l'apport de nouveaux sédiments, et encore mieux, pour défavoriser l'enracinement d'herbiers progressant latéralement. En améliorant la précision et la qualité du travail grâce à l'emploi d'engins terrestres, la baisse de niveau et l'assec améliorent l'efficacité. Le dragage manuel est particulièrement efficace pour sélectionner les plantes à éliminer et pour atteindre les endroits difficilement accessibles. Son efficacité diminue quand la densité des espèces à éliminer augmente et qu'elles sont mélangées avec d'autres espèces. Elle dépend également de la qualité du substrat : compact ou rocheux, l'extraction des racines est difficile, trop fluide, le manque de visibilité devient vite rédhibitoire. Même s'il est limité au proche environnement du plongeur et n'a pas d'impact environnemental, le problème de la turbidité, de même que celui de la qualité sanitaire de l'eau, conditionne ce type de travail.

15.5. Effets secondaires indésirables

Dragage mécanique. Ce type de dragage est nécessairement perturbant pour le littoral mais aussi pour la pleine eau du fait de la remise en suspension des sédiments qui ne peut guère être évitée. On peut cependant empêcher l'extension de la turbidité en entourant la zone draguée par une sorte de barrage flottant dont la nappe lestée descend jusqu'à proximité du sédiment.

Dragage manuel. Par principe ce type de dragage n'engendre pas d'effet secondaire indésirable.

15.6. Coûts

Le dragage mécanique est un peu moins coûteux que le dragage/écrémage des seuls sédiments car le matériel utilisé est lui-même moins coûteux à mettre en oeuvre, surtout s'il s'agit de matériel de génie civil terrestre opérant en assec. Par ailleurs, les quantités de matériaux à extraire étant généralement plus faibles, les frais de mise en décharge sont moins élevés.

Le dragage manuel est très coûteux à cause de son faible rendement horaire aussi bien que des dépenses résultant de l'emploi d'un matériel et d'un personnel spécialisés.

15.7. Exemples d'application

La plupart des dragages d'herbiers sont menés à des fins cosmétiques et utilisent des moyens de dragage mécanique. Leur exemplarité est limitée, bien que leur succès soit réel. Certains cas retiennent cependant l'attention pour leur originalité.

Lilly Lake (Wisconsin - USA) (S = 37 ha). Ce lac à vocation récréative et piscicole était envahi depuis longtemps par du potamot au point qu'une épaisseur de plus de 10 m de matière végétale en décomposition ne laissait plus qu'une épaisseur d'eau moyenne de 1,4 m pour une profondeur maximale de 1,8 m (valeurs de 1977), d'où l'obstruction totale de la surface par les herbiers. Leur destruction chimique, suivie d'un réempoissonnement se révéla sans succès en raison de sévères mortalités hivernales et malgré une qualité d'eau convenable par elle-même. En 1978 et 1979, 665.000 m³ de matériaux furent extraits pour amener au moins 10 % de la superficie à atteindre 6 m de profondeur et un pourcentage encore plus élevé à dépasser la PMC. Au cours des deux années de dragage, la qualité de l'eau se détériora mais dès 1980 elle redevint ce qu'elle était auparavant, et même s'améliora avec un Ptot moyen voisin de 20 µg.l⁻¹, au lieu de 30 à 60 µg.l⁻¹. Le bénéfice de l'opération se situa en fait dans l'augmentation de profondeur et de volume (x 2,28) autant que dans l'évolution à long terme de la qualité de l'eau, le Ptot tombant à environ 10 µg.l⁻¹ dix ans après. Mais le plus instructif se situe au niveau des herbiers. Juste après le dragage en 1980, les charas dominèrent. En 1981, la transparence de l'eau atteignit 2,2 m ce qui permit aux herbiers de coloniser jusqu'à 3,7 m de profondeur (vérifiant la première équation du §15.3.1.) soit 75 % de la superficie. Dominés par des charas sur fond sableux et des myriophylles sur fond vaseux, les herbiers se montrèrent gênants car ils envahissaient la surface en beaucoup d'endroits. En 1982, la situation s'améliora car leur croissance s'arrêta à 1,2 m de la surface, sauf à proximité des berges. Dix ans après, le potamot est à nouveau dominant et sa biomasse est à peu près la même qu'avant le dragage mais il ne vient que très rarement jusqu'en surface. Par ailleurs, même sous la glace la concentration en oxygène dissous n'est jamais inférieure à 4 mg.l⁻¹. Il en résulte que le lac est utilisé plus intensément que dix ans auparavant, juste après le dragage.

Le dragage du Lilly Lake n'a pas éliminé les herbiers, il n'a pas non plus diminué très significativement leur biomasse, il a simplement considérablement réduit les nuisances qu'ils créaient, et ce pour longtemps. Considéré sur le long terme, le coût de ce type de traitement, élevé certes mais réglé en une seule fois, n'est pas forcément supérieur à celui d'un faucardage ou d'un épandage d'herbicide qu'il aurait fallu et qu'il faudrait encore renouveler régulièrement.

Dragage manuel en plongée. Ce type de dragage a été essentiellement utilisé pour lutter contre le myriophylle tant au Canada qu'aux Etats-Unis. La technique est sans doute très précise, mais elle est également très lente : de 18 à 70 m² peuvent être traités par heure, ce qui, rapporté à l'ensemble du traitement, toutes activités annexes incluses, conduit à une surface traitée quotidiennement d'à peine 100 m² jusqu'à un maximum de 500 m². Elle est également très coûteuse et comme elle peut être avantageusement remplacée par des techniques plus abordables, comme le recouvrement, elle n'est plus guère utilisée que dans des cas exceptionnels.

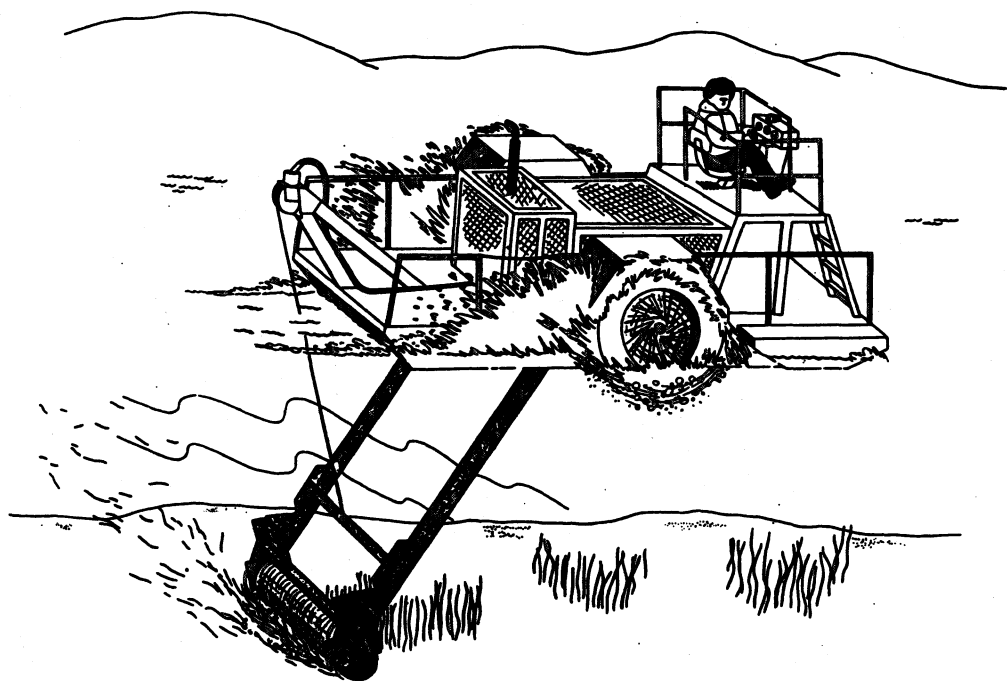
16. SCARIFIAGE

16.1. But et principe d'action

Scarifier le sédiment superficiel pour déchiqeter et extirper les organes qui y fixent les herbiers et qui assurent l'essentiel de leur nutrition minérale ainsi que leur pérennité (racines, rhizomes, tubercules...).

16.2. Matériel

Rotavator (fig. 66). Un cultivateur rotatif de type agricole (rotavator) est monté entre deux bras pivotants fixés sous une barge propulsée par des roues à aube, semblable à celles qu'utilisent les gros faucardeurs. Le modèle canadien travaille le sédiment sur 3,5 m de large pour une profondeur d'eau allant jusqu'à 4,5 m, alors que pour le modèle américain ces valeurs sont respectivement de 2,8 et 5,5 m.



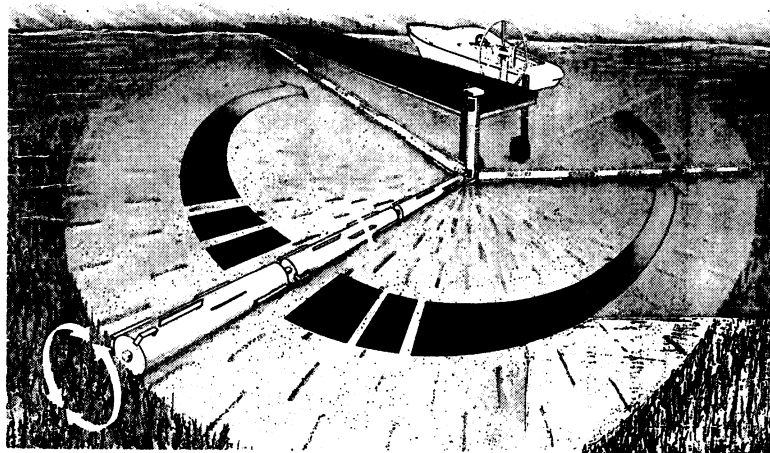
66. Rotavator subaquatique (d'après Cooke et al., 1993).

Cultivateur. Tracté par un engin amphibie (roues + hélice) emprunté au parc militaire, l'appareil de scarification est un vibroculteur de type agricole. Les dents sont équipées de socs de 15 cm de large et disposées de manière à pénétrer le sédiment jusqu'à environ 15 cm de

profondeur. Le dispositif d'accouplement permet au cultivateur d'opérer jusqu'à plusieurs mètres de profondeur.

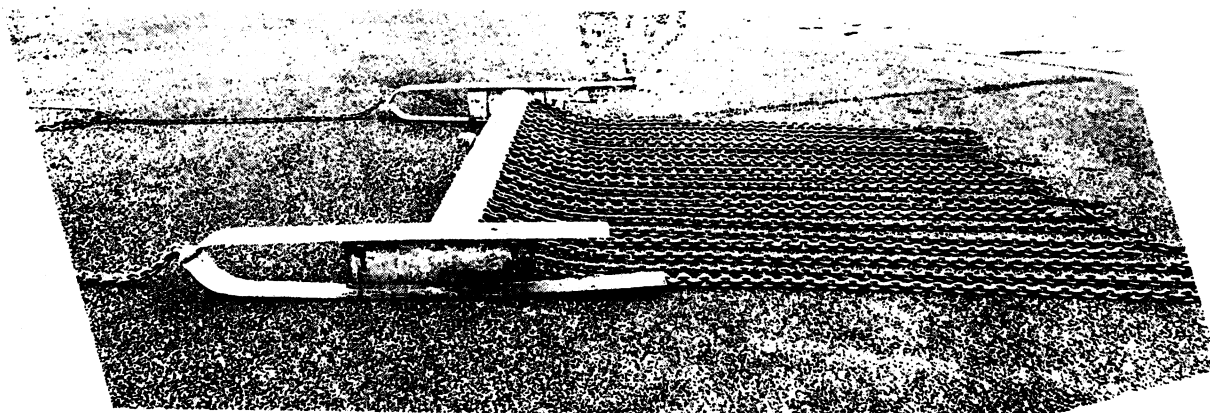
Jets d'eau. Sur des substrats meubles ou après le passage d'un engin mécanique, un dispositif de jets d'eau à haute pression déloge les racines. D'utilisation limitée, il n'a pas reçu de développement commercial.

Weed Roller (fig. 67). Utilisant le principe du rotavator, cet appareil travaille immergé, à poste fixe. Il est constitué d'un rouleau de 9 mètres de long qui décrit lentement et alternativement dans les deux sens un arc de cercle de 270° (au plus) autour d'une de ses extrémités solidaire d'un point fixe, centre de la zone traitée dont la superficie ne dépasse pas 190 m². Muni d'ailettes le rouleau travaille le sédiment en permanence arrachant les herbes qui s'y trouvent et empêchant de nouvelles de pousser.



67. Weed Roller (document Crary Company).

Matériel léger. De petites surfaces sont traitées avec un matériel emprunté à l'agriculture légère ou au jardinage. Construite en forme de Δ , une petite herse est adaptée à travailler sur des fonds relativement irréguliers grâce à sa structure articulée. De plus sa géométrie variable permet d'en régler l'écartement des dents et la largeur de passe. Deux cultivateurs de jardin accouplés et lestés constituent un appareil performant à condition d'inverser les dents pour qu'il fonctionne en traction. Ce matériel léger peut fonctionner à bras d'homme ou treuillé à partir de la berge. Bien qu'il ne s'agisse pas de macrophytes, les oscillaires benthiques sont détruites par un scarifiage qui utilise une herse constituée d'une vingtaine de grosses chaînes de 4 mètres de long environ fixées à un châssis tracté par un bateau (fig. 68).



68. Herse à chaînes (d'après Oskam et Van Breemen, 1992).

16.3. Méthode

16.3.1. Superficie à traiter

Il convient de limiter la superficie à traiter pour des raisons écologiques et économiques mais également en fonction des conditions d'efficacité qui tiennent aux performances du matériel, aux caractéristiques du substrat ainsi qu'à la nature des végétaux. Les zones à traiter doivent être précisément repérées quand la végétation est apparente, et balisées à partir de la surface car la turbidité induite par le traitement empêche de voir le fond une fois que le scarifiage a débuté. Le résultat doit être contrôlé en plongée.

16.3.2. Profondeur du traitement

L'enracinement des herbiers étant superficiel, il n'est pas utile de travailler le sédiment au delà d'une quinzaine de centimètres de profondeur.

16.3.3. Période de traitement

Il est préférable de traiter en dehors de la période végétative c'est-à-dire d'octobre à mars. On évite ainsi aux engins de s'empêtrer dans les herbiers et de fragmenter les végétaux, ce qui, joint aux conditions climatiques défavorables, minimise les risques de prolifération par multiplication végétative. En traitant au début de cette période, avant l'hiver, on profite du gel et de l'exondation des berges résultant de la baisse de niveau pour accélérer la destruction des fragments échoués sur le rivage. Le traitement doit bien entendu être arrêté pendant la prise en glace. Par ailleurs, c'est pendant cette période de l'année que le personnel consacré aux travaux extérieurs et à l'entretien des espaces verts est le plus disponible. C'est également pendant la morte saison que le traitement a le moins de chances d'interférer avec les utilisations récréatives et touristiques du plan d'eau, les dispositifs d'amarrage pouvant être retirés ainsi que les bateaux. Si, pour des raisons diverses, notamment piscicoles, le traitement doit avoir lieu en période végétative, il faut absolument faucarder l'herbier avant de scarifier le sédiment.

16.3.4. Modalités d'application

Pour obtenir l'efficacité minimale requise, il faut effectuer deux passages orientés à 90° l'un par rapport à l'autre. Si les fragments végétaux flottent et s'il y a des risques de multiplication végétative, la surface et les berges doivent en être débarrassés. Même s'ils ne flottent pas et à condition qu'on utilise un cultivateur ou une herse, il est bon de tracter l'engin de la pleine eau vers la berge de manière à y ramener le plus possible du matériel végétal pour l'extraire du plan d'eau.

16.4. Efficacité

Quel que soit le type de matériel utilisé, le scarifiage vise surtout les végétaux comme le myriophylle en épi dont les fragments de racine remontent en surface du fait de la structure lacunaire des tissus. A moins de 90-95 % d'élimination des racines, la réinfestation se produit rapidement à partir des restes. Rotavators et cultivateurs sont capables d'atteindre ces performances, à condition d'effectuer le minimum des deux passages perpendiculaires.

Les cultivateurs sont plus rapides que les rotavators et leur pilotage est plus précis. Ils sont plus efficaces sur les fonds sableux et sur les plages. Il est exclu de pratiquer le scarifiage si les fonds sont trop consistants ou parsemés d'obstacles, à moins qu'on puisse les retirer momentanément (chaînes, blocs d'ancrage, bouées...) ou les éliminer définitivement (troncs d'arbre, « monstres »...). Sinon on peut le compléter par un dragage manuel en plongée.

Pouvant être pratiqué jusqu'à environ 6 mètres de profondeur, plus que le faucardage, le scarifiage offre la possibilité de traiter des plans d'eau dont la transparence est d'au moins 4 mètres. Ce n'est donc pas la profondeur d'eau qui va limiter son utilisation mais le fait qu'il ne doit surtout pas concerner des zones récemment infestées où la dispersion de fragments végétaux, aussi minime soit elle, ne ferait qu'accélérer le processus de colonisation. Seules méritent d'être traitées les zones envahies de longue date où la recolonisation a lieu à partir des herbiers laissés intacts plutôt que des fragments dispersés.

D'autres espèces que le myriophylle sont susceptibles d'être contrôlées par le scarifiage, tout dépend de leur mode de reproduction. L'efficacité de la technique ne tient cependant pas qu'à l'éradication d'une espèce, même particulièrement nuisante et sensible comme le myriophylle, mais aussi à la possibilité de la remplacer par d'autres espèces qui n'auront pas été touchées ou même qui auront été stimulées.

La durée de l'effet dépend de la composition spécifique de l'herbier traité, des possibilités de réinfestation latérale, du type de sédiment et de la qualité du travail exécuté. Elle s'étend au moins sur la période végétative suivante et peut aller jusqu'à 2 voire 3 ans. Le scarifiage peut être utilisé comme complément au faucardage ou en alternance avec les écrans de fond.

16.5. Effets secondaires indésirables

L'impact global sur l'environnement du cultivateur est inférieur à celui du rotavator, l'impact de ce dernier étant plus faible quand il s'agit d'un modèle monté sur barge que lorsqu'il est tracté derrière un véhicule amphibie comme l'étaient les prototypes. La turbidité croît immédiatement et énormément au moment du passage de l'engin, mais elle décroît ensuite très rapidement. Elle est fonction de la composition du sédiment, de la profondeur d'eau, de l'action des vagues et des courants. Bien qu'aucun petit plan d'eau n'ait été traité par scarifiage, il est vraisemblable que les effets d'une forte augmentation de turbidité s'y font plus ressentir et plus longtemps. Il n'est pas recommandé de pratiquer le scarifiage si le sédiment est chargé de substances toxiques, d'autant plus que celles-ci sont fixées sur les particules fines, les premières à être remise en suspension et les dernières à sédimenter. De

plus, leur déplacement influence négativement les frayères sur lesquelles elles vont se déposer. Pour éviter tout problème avec les salmonidés il faut traiter soit avant la période de frai, soit après que les juvéniles aient quitté la frayère. A la différence du faucardage, le scarifiage n'élimine pas les poissons prisonniers des herbiers. Enfin, aucune perturbation négative durable n'a été enregistrée sur la faune benthique, soit qu'elle ait été reconstituée à l'identique à partir des zones adjacentes, soit même que le traitement ait amélioré sa diversité et sa densité.

16.6. Coût

Le scarifiage est à peu près aussi coûteux que le faucardage. Calculés sur la base d'unité de surface traitée, les surcoûts sont dus à une vitesse d'exécution plus lente et à des frais d'équipement plus élevés. Il faut cependant tenir compte de ce que l'effet d'un scarifiage mené dans des conditions optimales dure beaucoup plus longtemps que celui d'un faucardage. Par ailleurs, le fait que la période de scarifiage soit plus longue et située à un moment de l'année où le personnel est plus disponible contribue à diminuer le coût de la main d'oeuvre. D'ailleurs, le plus rentable est d'utiliser le même personnel et la même base matérielle, différemment équipée, pour effectuer le scarifiage l'hiver et le faucardage l'été. Ce qui rend le scarifiage réellement coûteux, ce sont les opérations annexes qu'imposent des conditions d'exécution limite : pentes fortes et variées rendant le repérage et le pilotage délicat, fonds encombrés qu'il faut nettoyer au préalable, obstacles qu'il faut contourner et finir de traiter par dragage manuel...

16.7. Exemples d'application

Suède. Le lac Hornborga ($S = 30 \text{ km}^2$) est le plus célèbre des plans d'eau de Suède méridionale à avoir subi les méfaits de la pratique de l'assec, en usage à partir du milieu du 19^{ème} siècle pour dégager des terres arables et juguler ainsi l'émigration vers l'Amérique du Nord. Il résulta de la dernière baisse de niveau (1932-1933) que le plan d'eau fut envahi de façon irréversible par une végétation émergée composée pour l'essentiel de roseaux et de carex. A la fin des années 60 on entreprit d'éliminer les roseaux des 11 km^2 qu'ils occupaient, favorisant ainsi la recolonisation par des plantes immergées. Le scarifiage par rotavator amphibie fut utilisé pour extirper et hacher les racines et les chaumes laissés en place par le faucardage des tiges. L'énorme masse de débris végétaux finit, pour l'essentiel, par échouer sur les berges où elle fut brûlée.

Canada. En mars 1975 un prototype fut utilisé pour traiter les plages du lac Okanagan, en Colombie britannique. Un simple tracteur agricole équipé d'un rotavator permit de détruire les racines de myriophylles jusqu'à une profondeur équivalente à 2 mètres de pleine eau, le scarifiage ayant été réalisé en période de basses eaux. Par la suite, plus d'une douzaine de lacs furent traités soit par rotavator, soit par cultivateur. La plupart du temps le but fut d'éliminer le myriophylle de zones de baignade, parfois en alternance avec des écrans de fond comme dans le Cultus Lake. En 1989 la superficie traitée atteignit un total de 120 ha.

Etats-Unis. A la suite des expériences canadiennes, les Etats-Unis développèrent le scarifiage dans l'Etat de Washington pour remplacer les traitements par herbicide, le 2.4.D utilisé pour éliminer le myriophylle ayant été interdit à partir de 1985. En 1986 les efforts portèrent sur la Pend Oreille River dont 87 ha finirent par être traités au rotavator. En 1990, 55 ha furent à nouveau traités, le coût du traitement diminuant de façon drastique du fait de l'expérience du personnel, de la plus faible densité des plantes et de la propreté des fonds, nettoyés à l'occasion des premiers traitements.

Pays-Bas. Construits en 1970, les trois Biesbosch Reservoirs servent à alimenter en eau potable la région de Rotterdam et de Dordrecht. Ils reçoivent l'eau de la Meuse, passablement chargée (entre autres) en phosphore ($P_{tot} = 300 \mu\text{g.l}^{-1}$) ce qui crée un certain nombre de problèmes, dont celui de la prolifération d'oscillaires benthiques génératrices de goûts et d'odeurs désagréables. Trois types de traitement ont été testés, avec des résultats variables.

- Epannage de pastilles de sulfate de cuivre à raison de 500 kg/ha : élimination totale et durable des oscillaires mais également de la faune benthique.

- Epannage de pastilles de sulfate de cuivre à raison de 250 kg/ha : réduction drastique des oscillaires la première semaine mais repousse la deuxième semaine et destruction de 50 % de la faune benthique.

- Scarifiage par herse à chaîne : même résultat que le traitement précédent sans détruire la faune benthique.

Il fut donc choisi de traiter par scarifiage, à raison d'un passage tous les quinze jours, voire toutes les semaines en cas de besoin.

17. FAUCARDAGE

17.1. But et principe d'action

Couper, ramasser et enlever les plantes aquatiques et les algues filamenteuses qui leur sont associées. Le but principal est de dégager de l'eau libre pour les utilisations qui en réclament : baignade, pêche, navigation... esthétique.

Le faucardage est également utilisé pour :

- éliminer une matière organique qui contribue à désoxygéner l'eau et l'interface eau/sédiment, à produire des trihalométanes cancérigènes (THM), à combler la cuvette...
- éliminer un phosphore qui constitue une fraction non négligeable de la charge interne d'origine littorale.

17.2/3. Matériel et méthodes

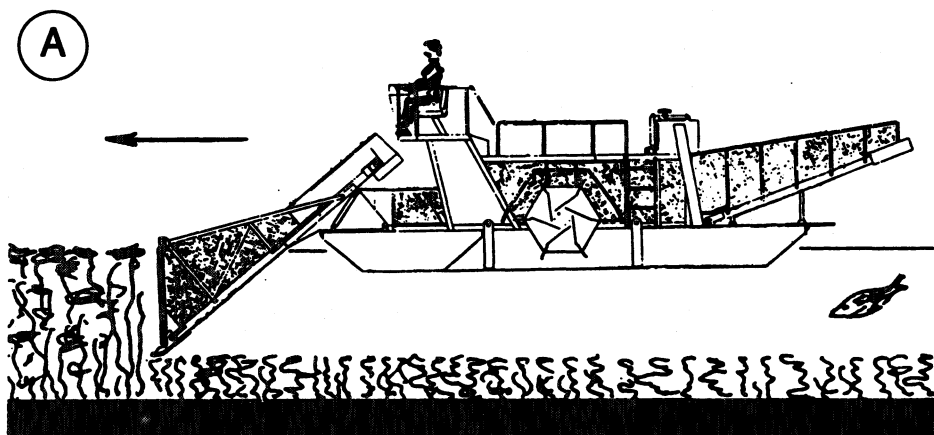
Quel que soit le type de faucardage et le type de chantier les étapes sont :

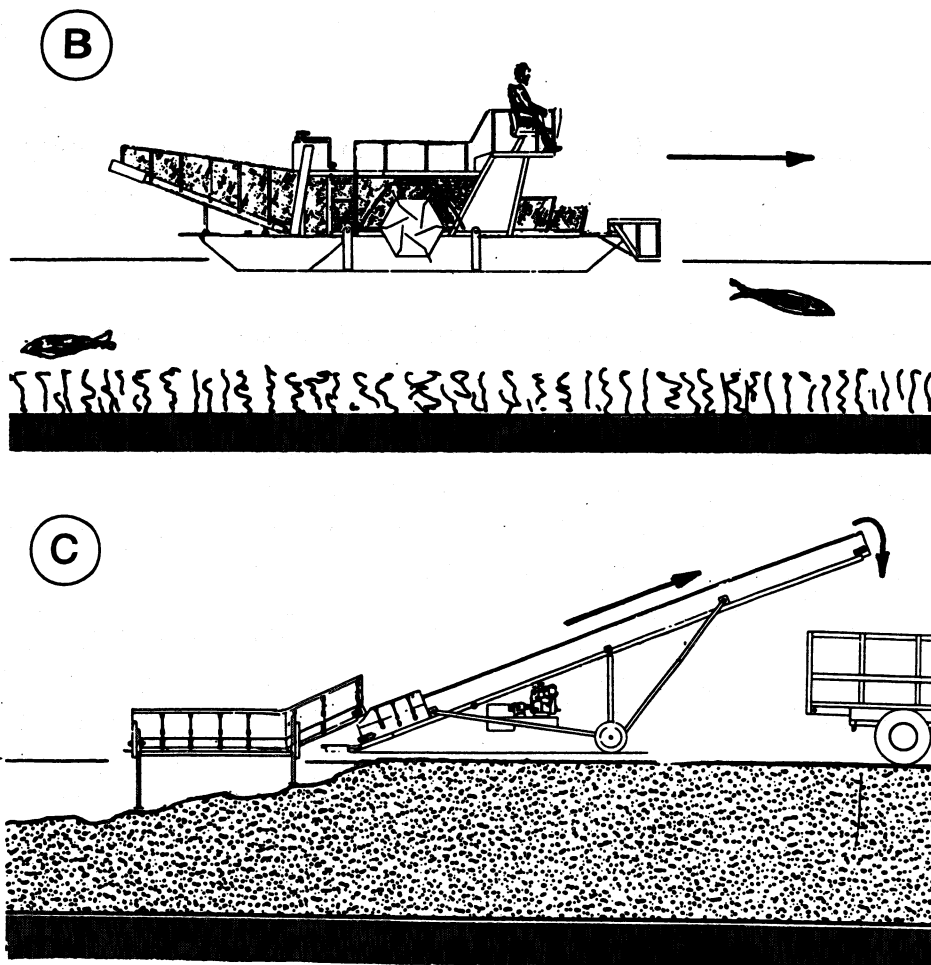
- coupe de la végétation,
- ramassage des végétaux coupés,
- traitement et stockage de la masse végétale,
- transport jusqu'à la rive de la masse végétale,
- destruction ou utilisation de la masse végétale.

En fonction de la taille du chantier il convient de distinguer le faucardage lourd du faucardage léger, le ramassage des végétaux coupés pouvant être immédiat ou différé.

17.2/3.1. Faucardage lourd à ramassage immédiat (single-stage harvesting) (fig. 69)

Dans ce type de faucardage, la coupe et le ramassage sont assurés par la même unité, deux autres servant à transporter et à décharger la masse végétale récoltée.





69. Faucardage à ramassage immédiat.
- a) faucardeuse
 - b) barge de transport
 - c) tapis transporteur de rive

La faucardeuse. Monocoque ou catamaran, c'est l'unité principale. Elle est propulsée par roues à aubes, vis d'Archimède ou propulseurs à air ou à eau, tous moyens susceptibles de ne pas être entravés par les herbiers. Elle est munie à l'avant de trois barres de coupe disposées en U, deux verticales et une horizontale. Un jeu de tapis transporteurs permet de sortir les végétaux à mesure qu'ils sont coupés, de les stocker et de les transférer à l'unité suivante, barge de transport ou tapis transporteur de rive. Tapis et aire de stockage sont perforés pour faciliter le ressuyage de la masse végétale. La profondeur de coupe maximale va de 1,5 à 2,5 m selon le modèle, pour une largeur de 2 à 3,7 m. Etant donné que la teneur en eau des végétaux est de 95-99 % on peut en réduire le poids et le volume en les recoupant, en les hachant ou en les broyant. Ce traitement offre l'avantage supplémentaire de préparer les matériaux pour un usage ultérieur. Il présente l'inconvénient de rejeter des eaux riches en nutriments et en matière organique.

La barge de transport. Une ou plusieurs barges font la navette entre le site de coupe et celui de dépôt évitant ainsi à la faucardeuse d'interrompre son travail. La propulsion est du même type que celle de la faucardeuse et le déplacement de la masse végétale est également assuré par des tapis transporteurs perforés.

Le tapis transporteur de rive. Dernière unité de la chaîne de faucardage, il reprend la masse végétale de la faucardeuse ou de la barge de transport pour en faire un tas sur la berge ou, mieux, la décharger dans un camion pour l'évacuer.

Compte tenu de la taille du matériel mis en oeuvre, ce type de faucardage s'adresse à des opérations d'envergure. Pour de plus petits travaux, le ramassage immédiat peut être réalisé par godet faucardeur monté sur pelle hydraulique.

17.2/3.2. Faucardage lourd à ramassage différé (multiple-stage harvesting)

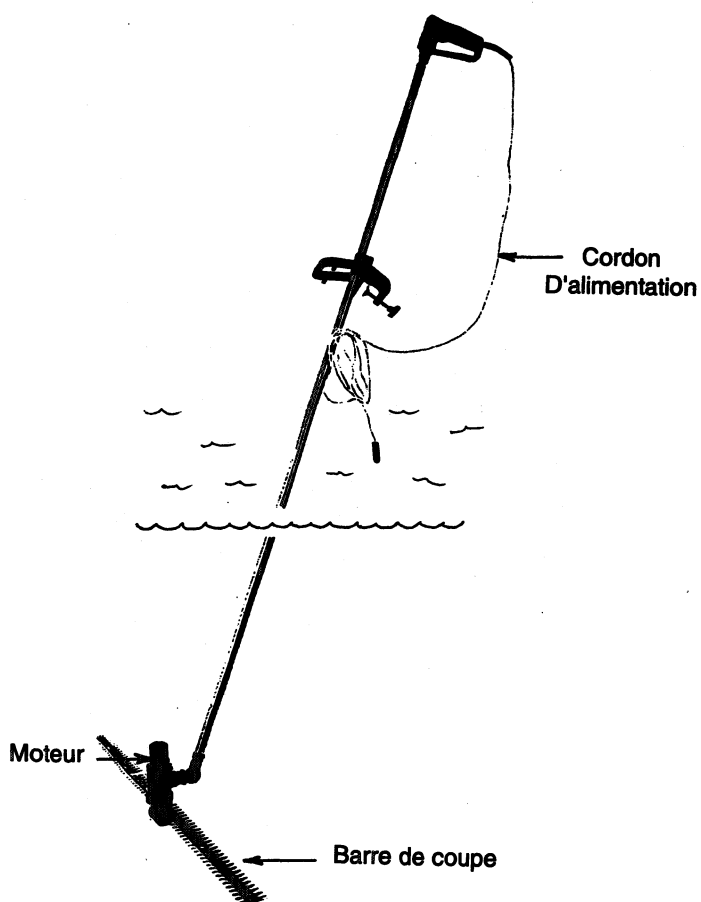
Dans ce type de faucardage on utilise le fait qu'une fois coupés les végétaux flottent en surface, ce qui permet de séparer l'unité de coupe de celle de ramassage. Cette façon d'opérer permet une économie de matériel car la seule unité véritablement spécialisée est la faucardeuse, encore peut-elle n'être constituée que d'un bloc faucard autonome monté sur une barge. L'engin de ramassage est du type de ceux qu'on utilise pour débarrasser les plans d'eau des objets flottants. Il s'agit en général d'une barge munie à l'avant de deux bras de collecte disposés en V de part et d'autre d'un tapis roulant immergé, d'une roue à aube ou de tout autre système de récupération. On dispose ainsi d'une largeur de ramassage bien supérieure à celle comprise entre les deux barres de coupe d'une faucardeuse à ramassage immédiat. Par ailleurs, comme le système de récupération n'est que peu immergé, la résistance à l'avancement est réduite de même que le risque d'être gêné par les obstacles ou les hauts fonds. On augmente ainsi à la fois la vitesse de progression de l'ensemble et sa souplesse d'utilisation jusqu'à justifier l'abandon des unités de transport et de déchargement conventionnels pour une unité de broyage dont le produit est transféré dans des camions citernes au moyen d'une pompe à lisier. A la limite on peut même rejeter le broyat directement dans l'eau, le gain de temps et d'argent ayant pour contrepartie la dégradation du milieu qu'il convient d'évaluer et d'accepter. Les amas d'algues filamenteuses qui s'étalent en surface sont récoltés sans coupe préalable. Quand les conditions s'y prêtent les végétaux coupés peuvent tout simplement venir s'échouer sur la rive, entraînés par les courants et guidés vers la zone de ramassage par des barrières flottantes éventuellement munies de jets d'eau. Ce transport passif à l'avantage d'être économique mais son résultat présente une part d'aléatoire.

17.2/3.3. Faucardage léger

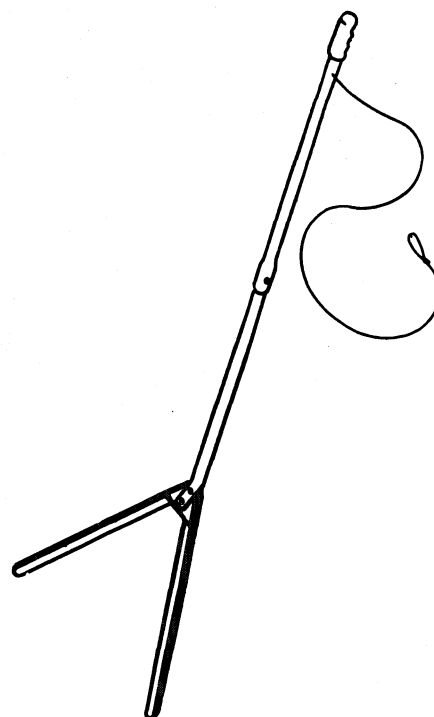
Différents types de petit matériel vendus dans le commerce ou de « fabrication maison » permettent de traiter des zones de dimensions réduites.

Water Weeder (fig. 70). L'appareil ressemble à un taille-haie subaquatique. Il fonctionne sur batterie. Equipé d'une barre de coupe horizontale de 1,2 m articulée au bout d'une perche, il peut être utilisé depuis la berge, à partir d'un ponton ou fixé à une barque pour couper les herbiers jusqu'à 4 mètres de profondeur.

Aqua Weed Cutter (fig. 71). L'appareil est composé d'un manche d'environ 2 mètres de long dont une extrémité est reliée à un cordage et l'autre est équipée de deux bras disposés en V dont les bords extérieurs sont tranchants. L'utilisation consiste simplement à jeter l'appareil à partir de la berge, d'un quai, d'un ponton ou d'un bateau et à le ramener lentement vers le bord par petits coups saccadés ce qui a pour effet de couper les tiges.



70. Water Weeder (document Waterside Products Corp.).



71. Aqua Weed Cutter (document JL Industries, Inc.).

Matériel « fait maison »

* Barre de coupe : une tige d'acier de 2,5 m de long, tractée au moyen de cordes fixées à chaque extrémité, permet de couper ou d'arracher les herbiers ; plusieurs passages sont nécessaires.

* Râteau de ramassage : en rallongeant le manche et en recourbant les dents d'une fourche, on peut l'utiliser pour ramasser les herbiers et même arracher les plus fragiles.

* Filet de ramassage : les végétaux non enracinés ou coupés et surtout les algues filamenteuses peuvent être ramassés à l'aide d'un filet de pêche de 60 m de long sur 60 cm de haut ; la maille peut aller jusqu'à 5 cm ; le bord supérieur est muni de flotteurs tous les 50 cm et le bord inférieure de plombs tous les 1,5 m ; une extrémité est attachée à un pieu que l'on plante dans la berge et qui sert de pivot au trait de filet qui se fait en arc de cercle de part et d'autre du pieu.

17.2/3.4. Utilisation de la biomasse

Il est théoriquement possible de réutiliser les végétaux récoltés et d'en tirer un bénéfice à la fois économique et écologique. Trois débouchés sont offerts :

- alimentation du bétail (et des poissons)
- source d'énergie (biogaz)
- amélioration des sols (compost).

Le succès de l'opération dépend

- du type de plante récoltée
- du volume de végétation disponible
- du coût de la transformation et du transport.

Pratiquement, et malgré tout le travail expérimental réalisé sur le sujet, rares sont les opérations de faucardage qui ont débouché sur un véritable marché. Actuellement la seule possibilité de réutilisation est de composter la biomasse et de mettre le compost à disposition du public à proximité de la zone faucardée. On y gagne ainsi sur les frais de transport. Et encore, il n'est pas dit que le public veuille bien utiliser ce type produit, même gratuit.

17.4. Efficacité

17.4.1. En termes de contrôle du phosphore

Pour que l'influence directe du faucardage sur le bilan brut d'un lac soit notable, il faut que la quantité de P contenue dans la masse végétale extraite soit bien supérieure à la charge externe, d'où la nécessité

- d'une forte densité de macrophytes,
- d'une colonisation quasi totale du plan d'eau,
- d'une charge externe inférieure à $1 \text{ g P/m}^2/\text{an}$.

Si la charge externe n'est pas traitée, le faucardage doit être intense et permanent. Encore le faucardage conventionnel est-il, de ce point de vue, d'une efficacité forcément limitée car

- il n'exporte qu'une partie de la plante et laisse en place le phosphore contenu dans le reste de la tige et dans les racines,
- la période favorable au faucardage est relativement courte,
- le matériel subit des contraintes qui réduisent son rendement,
- une suppression des herbiers à grande échelle n'est absolument pas recommandable du point de vue écologique.

Le faucardage contribue cependant à réduire l'alimentation en phosphore du plancton pélagique de deux façons :

- directement en éliminant la fraction de la charge interne d'origine littorale que représentent les macrophytes et leurs produits de décomposition,
- indirectement en empêchant que la matière organique des macrophytes ne viennent accentuer la désoxygénation de l'interface eau/sédiment et intensifier la charge interne d'origine pélagique.

17.4.2. En termes de contrôle des végétaux

L'efficacité du faucardage dépend, entre autres :

- de l'espèce végétale visée, selon qu'elle est partiellement émergée ou totalement immergée, fortement ou faiblement enracinée...
- de la profondeur de la coupe
- de la période de la coupe
- de la fréquence de la coupe
- du soin apporté au ramassage des produits de la coupe.

Déjà, le faucardage n'est guère apte à contrôler les plantes issues de semis (cyperacées, typhacées, scirpes, certains potamots). Par ailleurs, les plantes faiblement enracinées à fort pouvoir de multiplication végétative comme les myriophylles, les renoncules et les élodées sont plus susceptibles d'être stimulées qu'éliminées, surtout si le ramassage est négligé. Pour contrôler les plantes partiellement émergées (typhacées) il faut impérativement couper les tiges en dessous du niveau de l'eau pour que l'oxygène ne puisse plus parvenir aux fractions

submergées et qu'elles meurent avant d'avoir régénéré de nouvelles tiges. Trois coupes ainsi conduites pendant la saison sont suffisantes pour tuer presque toute la végétation. De toutes façons des coupes répétées plusieurs années, deux fois par an avant la floraison, finissent par épuiser les réserves des plantes à rhizomes telles que le roseau ou le jonc. Le nénuphar est plus récalcitrant ; il faut au moins six coupes, toutes les deux semaines, pour en venir à bout. Quand la consistance du sédiment le permet ainsi que les performances du matériel, il est préférable de couper au ras du sédiment et même d'y pénétrer d'un ou 2 cm de manière à attaquer l'appareil racinaire, à la limite du scarifiage. D'une façon générale une seule coupe est inefficace. Il faut deux à trois coupes dans la saison dont une en fin d'automne si l'on veut obtenir un effet la saison suivante. La pratique répétée du faucardage a tendance à favoriser les espèces qui se régénèrent vite à partir de fragments et des racines, comme le myriophylle, aux dépens d'espèces plus lentes comme le potamot ou la renoncule. Pratiqué n'importe comment le faucardage aboutit généralement à n'importe quoi. Par contre, en choisissant convenablement la zone de coupe, la profondeur d'eau, la hauteur de coupe, le moment et la fréquence des coupes, un gestionnaire et un opérateur compétents sont parfaitement capables de maîtriser les populations de macrophytes.

17.4.3. En termes d'amélioration du milieu

Comblement : le faucardage ralentit le comblement de la cuvette en exportant les plantes qui y poussent mais également les matériaux qu'elles ont piégé et les organismes végétaux (périphyton) et animaux qui vivent en leur sein.

Oxygénation : le faucardage réduit la consommation d'oxygène résultant de la respiration des végétaux et de leur décomposition.

pH : le faucardage réduit les pics de pH dus à une intense photosynthèse et dont les effets sont, entre autres, d'accroître la biodisponibilité du phosphore particulaire et la toxicité de l'azote ammoniacal.

Cascade trophique : en éliminant certaines espèces et certaines tranches d'âge actifs dans la régénération du phosphore et dans la consommation du zooplancton, le faucardage peut, très indirectement, réduire la prolifération algale.

17.5. Effets secondaires indésirables

On évoque habituellement l'effet destructeur que peut avoir un faucardage total sur l'équilibre d'un écosystème aquatique. En fait il y a plus à craindre de son insuffisance en termes de profondeur de coupe et surtout d'efficacité du ramassage. Les plus néfastes conséquences des « économies » ainsi réalisées sont :

- un accroissement de la concentration de l'eau en phosphore et en molécules organiques précurseurs de THM,
- une intensification de la désoxygénation,
- une stimulation de la croissance des végétaux en place et de leur prolifération par multiplication végétative,
- une accélération du comblement de la cuvette.

Même convenablement mené, un faucardage occasionne localement dans le temps et dans l'espace quelques perturbations dues en partie au fonctionnement des engins et en partie à la détérioration de la qualité de l'eau par remise en suspension de divers matériaux (périphyton, détritus, sédiments). Il convient d'en tenir compte, particulièrement si la superficie traitée est importante par rapport à celle du lac (petit, peu profond) et si les utilisations risquent d'en pâtir (baignade).

A plus long terme, il est à craindre que le faucardage ne contribue à intensifier l'érosion des zones littorales et à stimuler la croissance du phytoplancton du fait d'un éventuel enrichissement en phosphore, d'une possible réduction du broutage mais surtout d'une inévitable amélioration des conditions de lumière. Ce risque est élevé en eau peu profonde. Au contraire, dans les lacs profonds, le faucardage élimine du phosphore d'origine littorale sans pour autant modifier les conditions de lumière ni le broutage en zone pélagique, d'où une diminution des algues qui s'y développent.

Même s'il détruit momentanément une bonne partie des juvéniles prisonniers des herbiers au moment de la coupe, le faucardage ne modifie guère les populations de poissons, à moins d'être total, ce qui ne se fait pas, tant pour des raisons écologiques qu'économiques. Le faucardage peut être à l'origine de l'infestation d'autres espaces aquatiques par des fragments de végétaux qui ont échappé au ramassage et ont été entraînés par le courant à l'émissaire. Ces fragments peuvent également être véhiculés par les engins de faucardage mal nettoyés après usage.

Présentant finalement peu de risques par rapport à l'environnement, le faucardage en présente également peu par rapport à l'homme. Il faut juste considérer qu'il s'agit d'un matériel dangereux aussi bien pour l'opérateur que pour le spectateur. Par ailleurs, compte tenu de sa lenteur, de l'impossibilité économique de multiplier les unités et de la courte durée de la saison, il est très difficile de satisfaire la demande et d'échapper aux conflits qui naissent nécessairement de l'établissement de priorités.

17.6. Coût

Le coût du faucardage est extrêmement variable. Les principaux facteurs de cette variabilité sont :

- la superficie faucardée
- la composition spécifique des herbiers
- la densité des végétaux
- les conditions météorologiques
- la fiabilité du matériel
- les distances de transport.

Le faucardage peut être moins coûteux que d'autres moyens de contrôle physique. Dans la plupart des cas, les coûts de fonctionnement d'un faucardage se comparent avantageusement à ceux d'un traitement par herbicide. Compte tenu du fait que le coût du carburant, de l'entretien et des réparations peut représenter jusqu'au quart du coût total d'un

faucardage, on conçoit l'intérêt de calculer les déplacements au plus court et de disposer d'un matériel robuste.

En fait, ce sont les dépenses d'investissement qui sont coûteuses, d'autant plus que la période d'utilisation est relativement courte en zone tempérée et que la durée d'indisponibilité peut atteindre 30 %. Cette dernière est influencée par :

- le temps mis pour déplacer le matériel
- les périodes météorologiquement défavorables
- les arrêts dus aux réparations qui se multiplient avec l'âge du matériel
- les arrêts nécessités par l'entretien de routine
- la compétence de l'opérateur.

Sans doute le gestionnaire ne peut-il prévoir ni la météorologie, ni les accidents. Par contre, c'est à lui de choisir le matériel (taille, vitesse, type, vétusté...), la façon de l'acquérir (location, achat), de le conduire et d'en gérer le parc pour que le traitement soit réalisé aux moindres frais. Des modèles mathématiques ont été conçus pour l'aider dans ce choix.

17.7. Exemples d'application

C'est en Amérique du Nord que le faucardage est le plus utilisé : 800 à 1.100 ha dans les états du Minnesota et du Wisconsin, 2.000 ha en Floride, le record. Mais c'est bien moins que ce qui est traité par herbicides : 6.000 à 12.000 ha dans les états du Nord-Est et du Centre-Nord, 40.000 à 80.000 ha dans ceux du Sud-Ouest ! 98 % des 34.000 ha traités par l'US Army Corps of Engineers le sont par herbicides, et 200 ha seulement sont faucardés. Ces chiffres illustrent la suprématie des herbicides sur le faucardage malgré une forte réticence du public apparue vers la fin des années 70. La raison de cette situation est que, surtout dans les états du sud, la densité des végétaux est si forte et leur repousse si rapide que les herbicides à attaque racinaire permettent de traiter beaucoup moins fréquemment que le faucardage. Les problèmes et les solutions varient selon les provinces et les états.

Colombie britannique (Canada). Le myriophylle envahit la Colombie britannique et les lacs de la vallée Okanagan en 1970. On commença à tester différents moyens de lutte en 1972 parmi lesquels figurait le faucardage. En 1978 trois faucardeurs furent mis en route suivis peu de temps après par deux autres, tous du type à ramassage simultané. La superficie faucardée dans les lacs de la vallée Okanagan tomba de 120 ha en 1980 à 54 ha en 1990, non pas en raison d'une diminution de l'ampleur du problème mais en raison d'une diminution des moyens financiers alloués et d'une substitution par le scarifiage, plus efficace, dans les zones à usage prioritaire. Au début, des économies avaient été faites en arrêtant de ramasser à la main les fragments qui venaient s'échouer sur les plages, l'impact d'une dispersion étant très faible à l'époque. Il en fut tout autrement des fragments accumulés sur les rampes de mise à l'eau qu'il convenait de nettoyer soigneusement pour éviter l'infestation d'autres lacs par le biais du transport des bateaux. Un programme de contrôle des ceratophylles, des nénuphars et des potamots fut lancé sur les lacs Elk et Beaver, les coûts et les performances étant semblables à ceux du contrôle du myriophylle de la vallée Okanagan. En 1988, d'après une enquête menée auprès des usagers de ces deux lacs, il fut conclu que, bien que le faucardage fût une opération salubre, le travail réalisé n'avait guère amélioré la situation. On expérimenta par ailleurs l'utilisation d'un faucardeur dont la barre de coupe horizontale, en pénétrant légèrement le sédiment superficiel meuble, l'extrayait en même temps que les chara qui le colonisaient, l'opération n'ayant à être effectuée que tous les 2 ans pour être efficace.

Wisconsin (USA). Les lacs eutrophes et peu profonds du Wisconsin sont un terrain idéal pour le développement des végétaux aquatiques. Environ 75 lacs sont traités par faucardage. Les espèces visées sont essentiellement le myriophylle et le potamot à feuille crépue. Généralement deux coupes par saison sont suffisantes. Certaines zones en réclament trois, jusqu'à six. Au fil des années on observe une évolution du peuplement au bénéfice de chara, de vallisnéria et d'hétéranthéra, espèces moins nuisantes. La conclusion en est que, bien conduit et évalué sur le long terme, le faucardage est préférable aux herbicides, du moins dans les conditions de climat tempéré du Wisconsin. C'est pourquoi l'industrie du faucardage est particulièrement florissante dans cet état où les superficies faucardées ne cessent de croître au point de dépasser celles traitées aux herbicides.

Minnesota (USA). Le lac Minnetonka fut un des premiers de l'état à être infesté par le myriophylle. Un projet de faucardage fut mis sur pied, lequel projet illustre entre autres ce qu'il en coûte de faire réaliser le travail par une entreprise privée plutôt que par des services publics. En 1989, le District acheta les machines et en confia l'exploitation à un contractant : pour 170.000 dollars 1373 tonnes de végétaux furent extraites d'une superficie de 270 ha. En 1990, le District réalisa lui-même l'opération pour 190.700 dollars (dont 13.500 de charges administratives) : 2574 tonnes furent extraites d'une superficie de 538 ha. Des performances doubles pour un coût juste légèrement supérieur !

•

18. VARIATIONS DU NIVEAU DE L'EAU

18.1. But et principe d'action

Baisser le niveau de l'eau pour mettre à l'air libre les plantes aquatiques et leur système racinaire entraînant ainsi leur dessiccation et leur mort. Si l'opération est menée en hiver, le gel remplace ou s'ajoute à la dessiccation. Le traitement est également capable de toucher les graines et d'autres structures de reproduction. La mise en assec des sédiments peut également être utilisée pour :

- gérer le cheptel piscicole
- extraire les sédiments avec des moyens terrestres
- faciliter le traitement et le recouvrement des sédiments
- chasser les sédiments les plus fluides
- consolider les sédiments en place.

Relever le niveau de l'eau pour noyer les plantes terrestres et semi aquatiques et diminuer les quantités de lumière parvenant aux plantes aquatiques, tuant ainsi les unes et limitant la croissance des autres. L'élévation du niveau de l'eau peut également être utilisée pour gérer le cheptel piscicole et contrôler les populations de moustiques.

Baisser le niveau de l'eau en hiver pour emprisonner les plantes dans la glace et relever aussitôt le niveau pour qu'en flottant la glace arrache les plantes retenues prisonnières.

18.2/3. Matériel et méthode

Cette technique s'adresse avant tout aux réservoirs et aux étangs vidangeables munis, par construction, de dispositifs qui leur permettent de gérer le niveau de l'eau. En ce qui concerne les lacs naturels, il est nécessaire de les doter d'un moyen d'extraire l'eau, siphon ou pompe. Le diamètre de la conduite de siphonnage et la cote du niveau de sa sortie sont calculés en fonction de l'assec désiré, de même que le débit de la pompe.

La pratique la plus courante est de mettre en assec avant de relever le niveau de l'eau plutôt que d'immerger d'entrée. L'importance de la baisse de niveau est fonction de la profondeur de colonisation de l'espèce visée et de sa profondeur d'enracinement. Elle est comprise généralement entre 1,5 et près de 3 mètres. L'assec peut durer toute l'année ou n'être pratiqué que l'été pour profiter de la chaleur ou qu'en hiver pour bénéficier du gel, particulièrement efficace pour détruire les végétaux. L'assec doit durer au moins 2 mois, 2 semaines si c'est en période de gel. A cela s'ajoute le temps qu'il met pour s'établir à la profondeur de sol nécessaire, laquelle dépend des espèces végétales et des caractéristiques des sédiments exondés.

En plus d'être généralement plus efficace qu'un assec estival, l'assec hivernal présente un certain nombre d'avantages :

- il n'y a pas de risque de colonisation des sols exondés par des plantes terrestres ou semi-terrestres,

- il y a peu d'interférence avec les activités récréatives,
- la fonte des neiges et les pluies printanières apportent l'eau nécessaire au remplissage.

Faire varier le niveau de l'eau permet moins d'éradiquer le végétal que de le contrôler. C'est donc une technique à caractère répétitif. Pour éviter que la végétation ne s'adapte et qu'il ne se fasse une sélection des espèces préférant les fluctuations de niveau, il est recommandé d'alterner des années à niveau stable (2 ans) et des années à fluctuation (2 à 3 ans).

18.4. Efficacité

18.4.1. En termes de contrôle des plantes aquatiques

L'efficacité du traitement est extrêmement variable. Elle dépend déjà des conditions environnementales imposées au végétal. Il faut qu'elles soient véritablement destructrices. Le facteur clef est évidemment le taux d'humidité. Non seulement le sol doit être sec pour que les racines soient touchées, ce qui demande un bon drainage naturel et l'absence d'apports latéraux (nappe ou autres), mais il faut aussi que l'atmosphère soit sèche et tout particulièrement la pluviométrie nulle. Certains climats, comme le climat atlantique, s'y prêtent mal. Si la chaleur sèche est un facteur favorable, le gel l'est aussi à condition qu'il soit intense et dure suffisamment longtemps pour pénétrer le sol.

L'efficacité dépend également de l'espèce végétale. On distingue les espèces qui préfèrent les niveaux variables (acore = *acorus calaneus*, potamot à feuilles de graminées = *potamogeton gramineus*, massette à larges feuilles = *typha latifolia*) de celles qui préfèrent les niveaux stables (scirpe aciculé = *eleocharis acicularis*, potentille des marais = *potentilla palustris*, utriculaire = *utricularia vulgaris*) et de celles qui n'ont pas de préférence (cornifle = *ceratophyllum demersum*). Une autre distinction est faite entre les végétaux que l'assec tend à éliminer (cornifle, myriophylle à fleurs en épi = *myriophyllum spicatum*, nénuphar = *nuphar*, élodée = *elodea canadensis*, rubans d'eau = *spargonium*), ceux qu'il tend à stimuler (potamot à feuilles crépues = *p. crispus*, potamot à feuilles de graminées, potamot pectiné = *p. pectinatus*, berle = *sium*, scirpe = *scirpus*) et ceux dont la réponse est nulle ou variable (massette à larges feuilles).

Très approximativement, et très logiquement, une espèce est d'autant plus sensible à l'assec qu'elle est totalement aquatique, immergée et dotée d'un faible système racinaire. Inversement, une espèce supporte d'autant moins l'immersion que ses caractéristiques tendent à être terrestres. Pour que l'assec soit efficace avec certaines espèces, il lui faut suivre leur cycle végétatif. C'est le cas d'Hydrilla (*H. verticillata*). Ce macrophyte produit en automne des tubercules particulièrement résistants à la dessiccation. Un assec automnal a toutes les chances de conduire à une monoculture au moment du remplissage. Pour l'éliminer il faut d'abord pratiquer un assec au printemps pour détruire la biomasse en place, puis un autre plus tard, pour supprimer les nouvelles pousses, avant que les tubercules ne se forment. Quant à la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) sa germination nécessite malheureusement de la sécheresse : l'assec ne peut que l'aider à germer ! Cependant, après une ou deux années d'alternance de dessèchement et de gel, le pouvoir germinatif est fortement réduit.

De toutes façons, ce type de traitement n'élimine pas toute la végétation, il ne fait que changer les espèces au point d'ailleurs de remplacer les macrophytes par du phytoplancton. En jouant sur la période, la durée et l'alternance, toutes conditions étant optimales par ailleurs, la variation de niveau est une technique qui permet au gestionnaire de contrôler les herbiers en qualité et en quantité.

18.4.2. En termes de contrôle des populations piscicoles

En faisant baisser le niveau, on remplace les monocultures de plantes aquatiques immergées par de la végétation terrestre qui, une fois inondée, se fait coloniser par des invertébrés. Par ailleurs, l'activité prédatrice des ichtyophages sur le poisson fourrage planctonophage est accélérée. On obtient une amélioration de la pêche sportive, de la transparence de l'eau et une raréfaction des fleurs d'eau. En fait les bénéfices de l'assec résultent de ce qu'il reproduit des conditions voisines de ce qu'elles étaient les premières années de la mise en eau. Ces bénéfices peuvent durer plusieurs années. Par ailleurs, l'assec permet de rendre plus efficace l'activité de la carpe herbivore et de diminuer la densité de son peuplement.

18.4.3. En terme d'améliorations diverses

L'efficacité de l'assec est appréciée dans une quantité de domaines :

- il réduit le flux de phosphore littoral mis à disposition du phytoplancton pélagique en supprimant l'agent de transfert sédiment/eau qu'est le macrophyte, en limitant la photosynthèse donc l'élévation de pH à l'origine d'une désorption de phosphore, en minéralisant le phosphore organique et en assurant la fixation par le fer oxydé à l'état ferrique,
- il peut consolider de façon irréversible les sédiments exondés ce qui améliore la transparence, le confort des baigneurs et réduit les transferts de substances du sédiment vers l'eau,
- il facilite la réalisation de toutes sortes d'opération : dragage, ressuyage des sédiments dragués, traitement des sédiments en place, épandage d'herbicides en granulés, et tous les travaux de construction et d'entretien,
- il peut être utilisé pour établir une végétation favorable à la faune aviaire.

18.5. Effets secondaires indésirables

Faire varier le niveau d'un plan d'eau ne présente guère d'effets secondaires indésirables, à condition que l'opération soit bien menée. Et encore, une dessiccation ou un gel insuffisants ne sont-ils que sans effet. Par contre, si l'eau de remplissage tarde à venir ou s'il y a des fuites au barrage, la remise à niveau ne se fait pas dans les temps, ou pas du tout, ce qui peut avoir de lourdes conséquences, notamment par rapport aux utilisations récréatives ou au frai d'espèces comme le brochet.

Dans certains cas l'assec favorise le relargage du phosphore au moment du remplissage. Les raisons peuvent être :

- une mise en suspension des sédiments due à une insuffisance de leur consolidation ou plus rarement à une hydrodynamique trop violente,
- une désorption du P-PO₄ due à un pH trop élevé de l'eau de remplissage, à sa faible concentration en P-PO₄, à une saturation du pouvoir de fixation du sédiment.

Le principal effet indésirable qui puisse résulter d'un assec efficace est la désoxygénation des eaux résiduelles pouvant entraîner les pires conséquences sur la faune, à commencer par les poissons. On peut l'éviter en réduisant l'ampleur de l'assec, ce qui en réduit l'efficacité, ou en installant un dispositif d'aération, ce qui en augmente le coût. La faune benthique peut également souffrir d'un assec efficace : détruite par le gel ou incapable de coloniser un sédiment trop consolidé, elle entraîne une baisse de la productivité piscicole. Là aussi, on peut préserver la faune benthique au détriment de l'efficacité de l'assec vis-à-vis des macrophytes. Enfin, beaucoup plus indirectement l'assec d'un plan d'eau peut toucher des zones humides voisines et y provoquer des dégâts irréremédiables notamment au niveau des espèces végétales en voie de disparition. Il peut également provoquer l'écroulement des berges et même l'assec... de puits voisins !

18.6. Coût

A partir du moment où le niveau est géré par l'intermédiaire d'un barrage équipé d'une sortie hypolimnique ou au moyen d'un siphon, le coût de l'opération est nul. Il en va tout autrement s'il faut pomper l'eau. En fait, les dépenses entraînées par les variations de niveau le sont de façon indirecte soit pour améliorer la situation (aération des eaux résiduelles), soit pour compenser des pertes d'usage (pêche, récréation...).

18.7. Exemples d'application

L'assec est couramment pratiqué en pisciculture. Il l'est également, involontairement, dans la gestion des retenues à vocation hydraulique (production hydroélectrique, régulation des débits). Dans ce dernier cas les modifications biocénologiques sont subies plus qu'elles ne sont pilotées. Les assecs pratiqués pour contrôler les macrophytes sont plus rares. On en trouve quelques exemples aux Etats-Unis, plus ou moins couronnés de succès.

Réservoirs de la Tennessee Valley Authority (TVA). Depuis longtemps ces réservoirs sont infestés par le myriophylle, tout particulièrement quand les variations de niveau imposées par leur gestion sont de $0,8 \pm 0,2$ mètres. De 1962 à 1969, 14.422 ha furent traités avec un herbicide, le 2,4-D. L'amélioration fut temporaire et plus marquée dans les criques abritées que sur les berges exposées où la dilution réduit d'efficacité. L'assec résultant d'une baisse de niveau de 1,8 m se montra particulièrement efficace dans les réservoirs du Watts Bar et de Chickamanga où les rives sont bien drainées. Par contre dans le réservoir de Milton Hill, malgré des hivers rudes, les mauvaises conditions de drainage firent adopter une combinaison alliant efficacité et économie : traitement d'entretien au 2,4-D et assecs hivernaux fréquents mais de courte durée.

Plans d'eau de Louisiane. La variation de niveau est largement utilisée en Louisiane, notamment pour contrôler les macrophytes, car les herbicides sont coûteux, de même que le faucardage qui, de plus, présente le risque de favoriser la multiplication végétative. C'est en Louisiane qu'a été testée l'efficacité d'une alternance de dessiccation et de gel sur la jacinthe d'eau, bien que la dessiccation seule soit de nature à stimuler la germination de ses semences. C'est également à partir d'essais menés en Louisiane qu'il apparut nécessaire de faire alterner les périodes de niveau stable et des périodes de niveau variable pour éviter l'adaptation de la végétation par sélection des espèces.

Plans d'eau de Floride. Mis en assec pendant six mois (septembre 72 - février 73), le lac Ocklawaha vit bien réduire sa végétation de ceratophylle et d'egeria, mais dès sa remise en eau il fut envahi par la jacinthe d'eau et hydrilla, les conditions climatiques hivernales n'étant pas assez rudes en Floride pour contrôler ces deux espèces. C'est d'ailleurs pour contrôler hydrilla sous ce type de climat qu'on pratique un assec adapté à son cycle végétatif comme décrit précédemment.

Réservoir en Oregon. Un assec de décembre 1981 à février 1982 fut appliqué à un réservoir de Portland envahi par le myriophylle. La biomasse située au-dessus du sédiment exondé fut éliminée mais pas le système racinaire en raison de températures encore trop élevées et d'un excès d'humidité dû à de fortes pluies et à des suintements subsuperficiels. De plus, le réservoir ne retrouva pas son niveau initial si bien que les plantes qui commençaient à repousser en Mars envahirent les zones exondées en Juillet et il fallut traiter au 2,4-D. La conclusion est que l'assec ne convient pas aux régions à climat maritime doux et humide.

Autres Etats. Dans les Etats où les hivers sont suffisamment froids, comme le Wisconsin et les Etats de l'Est des USA, l'assec hivernal est un moyen tout à fait efficace de contrôler les macrophytes.

19. INHIBITEURS PHYSIQUES DE CROISSANCE

19.1. But et principe d'action

Priver les plantes aquatiques de lumière pour les empêcher de pousser en couvrant le fond, en colorant ou en opacifiant l'eau, en couvrant la surface ou en ombrageant à partir de la berge. Le revêtement de fond peut également empêcher l'enracinement de nouvelles plantules et étouffer la végétation en place.

19.2/3. Matériel et méthode

19.2/3.1. Recouvrement des sédiments

Gravier, sable, argile. Recouvrir un sédiment d'une couche de particules minérales n'empêche la prolifération des macrophytes que momentanément ou pas du tout. D'une part, les racines qui se trouvent en dessous produisent des pousses qui peuvent passer au travers et poursuivre leur croissance, à moins que la couche soit d'une épaisseur rédhibitoire. D'autre part, des plantules peuvent s'y enraciner à moins qu'elle ne soit d'une très forte granulométrie et pauvre en nutriments, ce que la sédimentation naturelle a tôt fait de corriger.

Polyéthylène. Sous forme de feuilles noires de 0,1 mm d'épaisseur, c'est un des premiers matériaux à avoir été utilisé. Sa densité inférieure à 1 oblige à le lester et le rend difficile à manipuler d'autant plus qu'il est fragile. Sa photodégradabilité fait que sa durée de vie au soleil direct ne dépasse pas un an. Difficile à installer sur des fonds irréguliers ou envahis par les herbes il a tendance à glisser sous l'effet de la pente ou des vagues. Il faut le percer de trous régulièrement espacés pour laisser échapper les gaz de fermentation. Une fois installé il est impossible de l'enlever pour l'utiliser à un autre endroit. Malgré tous ces défauts il contrôle bien les macrophytes et n'est pas trop coûteux.

Polypropylène. Commercialisé sous forme d'un feutre perméable pour stabiliser les sols (géotextile) le polypropylène a une densité inférieure à 1 et demande à être lesté. Perméable aux gaz il n'a pas besoin d'être perforé. Il est plus coûteux que le polyéthylène.

Polyester, nylon, caoutchouc synthétique. Commercialisés, le premier sous forme de tissu, le second sous forme de film noir entaillé de fentes pour laisser s'échapper les gaz, et le troisième sous forme d'une nappe, ces produits présentent l'avantage d'avoir une densité supérieure à 1. Leur utilisation n'a pas été très développée, en raison de leur prix élevé. D'ailleurs, le film nylon commercialisé sous le nom de Dartek, n'est plus fabriqué.

Fibre de verre enduite de PVC (Aquascreen). Composé d'un grillage enduit de chlorure de polyvinyle, l'Aquascreen a été spécialement conçu pour éliminer la végétation en place et empêcher l'installation de nouvelles plantes. Sa forte densité (2,54) en facilite la pose sur le fond et sur les végétaux s'il y en a. La trame est suffisamment dense pour bloquer 50 à 60 % de la lumière et empêcher la photosynthèse. Par contre les perforations sont

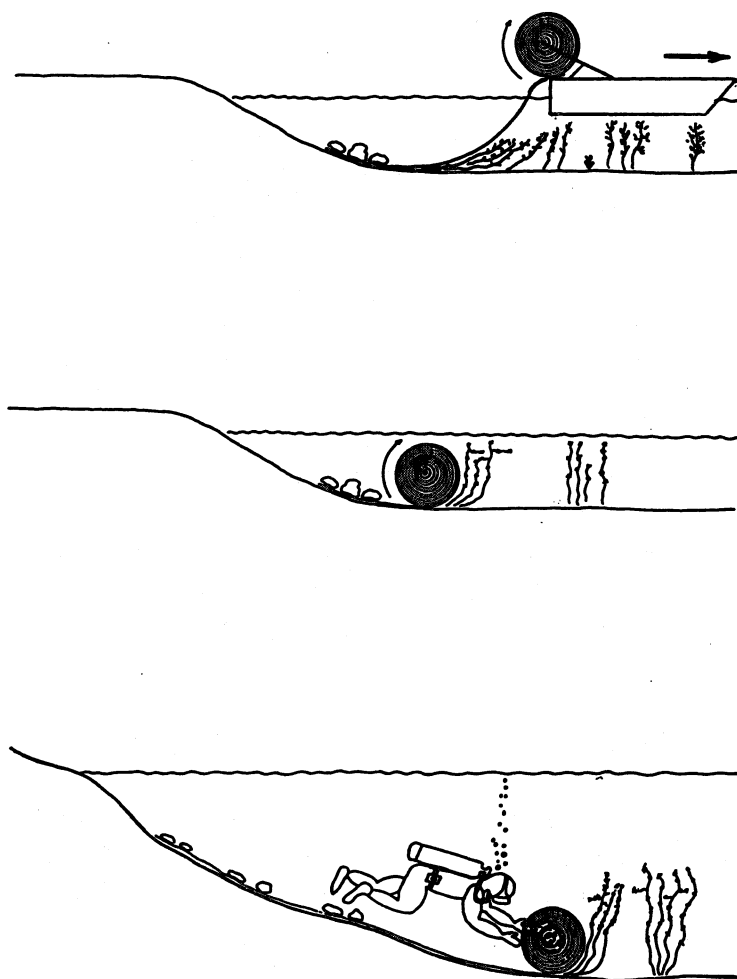
suffisamment nombreuses ($62.\text{cm}^{-2}$) pour permettre à l'oxygène de passer au travers et aux gaz de fermentation de s'échapper. Livré en rouleaux de 30 mètres de long par 2,1 mètres de large, Aquascreen est assez coûteux mais sa solidité permet de le manipuler à volonté et de l'utiliser plusieurs années de suite, au moins 5 ans (potentiellement 10 ans). On peut employer de la même façon des grillages aux caractéristiques voisines, comme ceux destinés à se protéger des insectes (garde-manger, moustiquaire).

Toile d'emballage. Brute ou traitée par un produit servant à protéger les filets de pêche, de la grosse toile d'emballage (340 g.cm^{-2}) est le matériau le moins coûteux. Etant biodégradable, sa solidité diminue avec le temps et sa durée de vie est limitée. Tout dépend de l'activité microbienne du sédiment, c'est-à-dire avant tout de la concentration en matière organique et de la température. Une forte activité bactérienne dégrade la toile en trois mois si bien qu'elle ne peut servir qu'une saison. Dans des conditions moins dévastatrices, l'efficacité du revêtement peut durer deux ou trois ans, le temps que la toile pourrisse mais aussi qu'elle se recouvre de nouveaux sédiments. De toute façon, sa relative fragilité ne permet pas de la manipuler, ni pour enlever le sédiment, ni pour la déplacer en cours de saison, ni pour la retirer en fin de saison. Compte tenu des économies de manutention réalisées en la laissant en place et de son faible coût, son pourrissement n'est pas vraiment un handicap.

Méthode de pose des films, nappes, tissus et grillages. Le succès de ce type de traitement dépend pour l'essentiel de la façon de poser le revêtement. Il faut qu'il soit le plus possible au contact du sédiment en évitant d'emprisonner des poches d'air. Du point de vue des matériaux, cet impératif défavorise ceux qui flottent, à plus forte raison s'ils ne sont pas perforés. Du point de vue des sédiments il défavorise ceux qui sont trop fluides ou dont le couvert végétal est trop dense et trop épais : les piquets qu'on utilise pour fixer les revêtements ne peuvent pas tenir correctement et les lests posés de place en place n'assurent le contact que là où ils sont placés. Pour aider à consolider les sédiments et à éliminer les végétaux, il convient au préalable et quand c'est possible, de faire baisser le niveau de l'eau, d'autant plus que l'assec facilite la pose du revêtement. De même, il peut être bon de faucarder les herbiers trop fournis et de draguer (soutirer) les sédiments trop fluides. Bien qu'un produit comme Aquascreen puisse être posé directement sur la végétation qu'il « étouffe », le meilleur moment de l'année pour installer le revêtement est la fin du printemps, avant que les plantes ne poussent. Deux mois de couverture sont suffisants si bien qu'en opérant à un endroit en mai et juin on peut retirer le revêtement et le poser ailleurs en juillet et août.

La pose du revêtement commence par un repérage des zones à traiter non seulement pour en baliser les limites mais aussi pour y localiser la végétation, les frayères, les obstacles, débarrasser le fond des plus gênants, et tester la consistance du sédiment pour adapter la longueur des piquets ou la technique de lestage. En ce qui concerne la pose proprement dite, le plus pratique est de dérouler la couverture à partir d'un rouleau installé à l'arrière d'une embarcation et d'en fixer les bords à intervalles réguliers à l'aide des piquets. Si le sédiment est très fluide on leste avec des briques ou des blocs de ciment ou même des chaînes cousues le long des bords. Si le matériau est de densité supérieure à 1, on peut dévider le rouleau directement au contact du sédiment. En eau profonde l'aide de plongeurs est indispensable (fig. 72). Les bandes doivent être disposées perpendiculairement à la berge et ne pas laisser entre elles des espaces où pourraient pousser les plantes. L'emploi de plongeurs rend délicate l'utilisation d'herbicides pour supprimer la végétation. Il peut être bon de retourner deux semaines après pour vérifier l'installation et aplatir les poches de gaz qui peuvent s'être

formées entre temps. Pour lester le polyéthylène de façon définitive, compte tenu de ce qu'il n'est guère réutilisable, on le recouvre d'une couche de gravier grossier et pauvre en nutriments pour retarder sa recolonisation par les macrophytes. On peut contourner la difficulté posée par un sédiment extrêmement fluide en opérant comme pour le Marion Millpond (voir plus loin).



72. Différentes façons de poser le revêtement (d'après Cooke et *al.*, 1993).

19.2/3.2. Coloration et opacification de l'eau

Encres. Dès 1947 des encres à l'aniline ont été essayées, apparemment avec succès, pour empêcher les plantes aquatiques immergées de pousser. Actuellement, une encre est commercialisée sous le nom d'Aquashade, efficace, d'après le fabricant, contre l'élodée, le potamot, les naïades, le myriophylle, hydrilla, chara et diverses algues filamenteuses. Ce produit n'est pas toxique pour la vie aquatique ; il est efficace à la dose de 1 ppm à condition qu'il y ait au moins 1 mètre d'épaisseur d'eau. Il n'agit pas par toxicité sur la plante mais bien en la privant de lumière. L'eau peut être immédiatement utilisée pour la baignade mais pas

pour la consommation. Ce traitement qui colore l'eau en bleu ne peut s'envisager que pour des plans d'eau de taille limitée et hydrologiquement clos. Il est déversé à l'état concentré et se disperse sous l'effet des courants induits par le vent.

Fertilisation. En augmentant la charge en phosphore d'un plan d'eau on peut diminuer sa transparence et par conséquent la profondeur maximale de colonisation des macrophytes. La fertilisation doit être précoce au printemps et poursuivie au cours de la saison en fonction de la réaction du plan d'eau et des résultats que l'on veut obtenir.

19.2/3.3. Ecrans de surface

Ecrans artificiels. On utilise des feuilles de polyéthylène noir dont la densité de 0,92 permet leur flottaison. On ancre simplement les angles pour éviter qu'elles ne soient déplacées par le vent. Ce procédé est efficace pour contrôler des plantes immergées comme le potamot ou la cornifle mais pas chara ni la sagittaire, ni les plantes émergées. Il suffit de mettre les écrans en place 2 à 3 semaines avant que le végétal n'arrive à maturité pour qu'il ne pousse pas de tout l'été. C'est ainsi qu'en couvrant une zone de baignade début mai, on peut libérer le site début juin, époque où, dans les régions à climat tempéré, la température de l'eau commence à être « baignable ». Ainsi pratiqué, le traitement n'empêche pas l'utilisation du plan d'eau, du moins pour la baignade. Si la couverture est retirée, pliée et stockée soigneusement, elle peut être utilisée plusieurs années de suite.

Ecrans naturels. On peut contrôler le développement de certaines plantes aquatiques immergées en favorisant l'implantation et le développement de végétaux enracinés à feuilles flottantes comme le nénuphar ou de végétaux flottants comme la lentille d'eau.

19.2/3.4. Végétation sur berge

L'ombre portée par la végétation arbustive et arborescente implantée sur la berge limite la quantité de lumière qui parvient aux macrophytes. Par ailleurs, la décomposition des feuilles tombées dans l'eau colore celle-ci et participe ainsi à réduire la pénétration de la lumière.

19.4. Efficacité

Le revêtement de fond est totalement efficace, quel que soit le végétal visé, à condition que le sédiment traité, le matériau employé et la méthode d'application conviennent. Cette technique est limitée dans l'espace à de petites superficies en raison du coût du traitement (matériau et main d'oeuvre). Dans le temps, elle est limitée par la dégradabilité du matériau et par le taux de sédimentation. Une forte sédimentation ensevelit rapidement le revêtement et favorise l'enracinement de nouvelles plantules. D'où l'intérêt de disposer d'un matériau suffisamment solide pour être déplacé de temps à autre éliminant ainsi le sédiment qui s'y est déposé. D'où aussi l'inutilité de traiter des zones à forte sédimentation comme les deltas ou les queues de retenue.

Couvrir les sédiments présente l'avantage de pouvoir agir sur des surfaces confinées auxquelles les autres moyens, plus lourds (faucardeuses, barges d'épandage), ne peuvent accéder, de ne pas perturber l'esthétique, de ne pas être toxique, de ne pas nécessiter d'autorisation, et d'être révoquant. Par contre, en plus d'être coûteux et limité à de petites superficies, le traitement présente l'inconvénient de ne pas s'attaquer à la cause du mal, mais il n'est pas le seul dans ce cas, de ne pas bien tenir sur les berges pentues, ni dans les eaux perturbées par les vagues ou les remous des bateaux et de ne pas supporter l'agression des ancrs ou de tout autre objet perforant. Il y a surtout le risque de voir le revêtement faire surface entraîné par les gaz de fermentation, même pour des matériaux perforés dont les trous peuvent être bouchés par les sédiments ou des organismes au point d'empêcher les gaz de s'échapper. D'où la nécessité d'une surveillance permanente.

En ce qui concerne les techniques visant à empêcher la pénétration de la lumière dans l'eau, les expériences scientifiquement documentées ne sont pas assez nombreuses pour apporter un jugement définitif sur leur efficacité. Néanmoins, il est bien établi que la profondeur de colonisation maximale des plantes aquatiques dépend de la transparence de l'eau et qu'une eau brune (décomposition des feuilles) ou chargée en MES (sédiments, phytoplancton) est peu colonisée par les macrophytes, de même qu'une eau couverte de nénuphars ou de lentilles d'eau n'abrite que très peu de plantes immergées... et de phytoplancton. Reste à savoir ce qui est préférable : le phytoplancton ou les macrophytes, les macrophytes à feuilles flottantes (enracinés ou non) ou les macrophytes immergés. Tout dépend du problème, d'où la nécessité de l'avoir clairement défini au préalable.

19.5. Effets secondaires indésirables

Comme tout procédé dont le but est d'éradiquer totalement la végétation, la pose d'un revêtement de fond peut avoir pour conséquence de détruire des frayères. Cependant, compte tenu de la « précision chirurgicale » du traitement et moyennant une étude préalable de la zone à traiter, le risque peut facilement être réduit à zéro. Par ailleurs, couvrir d'un revêtement perforé une zone envahie d'une végétation luxuriante ne peut que créer des problèmes de désoxygénation. On peut les éviter ou du moins les minimiser en posant le revêtement avant que les végétaux ne poussent et en veillant à ne traiter qu'une faible fraction de la superficie totale. Enfin, que ce soit à cause de la désoxygénation ou du caractère volontairement « inhospitalier » du nouveau substrat, le traitement a pour effet d'éliminer la macrofaune benthique, raison de plus pour en limiter l'étendue. Un autre effet secondaire, indirect, concerne le devenir des revêtements. Si ceux qu'il est prévu de laisser en place, dégradés ou enfouis, ne posent pas de problème, il faut prévoir de recycler ceux dont la solidité facilite la manutention mais pas la dégradation.

Quant aux procédés qui consistent à colorer ou à opacifier l'eau, à couvrir la surface ou à planter les berges, les effets secondaires indésirables sont moins à craindre des procédés artificiels que des procédés naturels. En faisant appel au vivant, ces derniers disposent d'un nombre de degrés de liberté supérieur à celui de l'inerte et de ce fait sont plus difficiles à maîtriser. Par ailleurs, les procédés naturels ne suppriment pas la croissance des macrophytes, ils la remplacent par une autre manifestation naturelle, pas forcément plus désirable, surtout quand le plan d'eau a une vocation multiusages. C'est d'ailleurs le multiusage qui fait que d'utiliser le polyéthylène comme écran de surface pour préparer les zones de baignade nuit à la pêche et à la navigation.

19.6. Coût

La toile d'emballage est le revêtement le moins cher. Si on le prend comme valeur unité, le polyéthylène coûte 1,35, le polypropylène et le nylon 2,35 et l'Aquascreen 6,32 (valeurs USA en 1981). Le coût de l'unité de surface est modulé par sa possibilité de réutilisation et sa facilité d'installation. Faire intervenir des plongeurs augmente considérablement les dépenses, d'où l'intérêt d'utiliser un matériau facile à mettre en place, et de travailler dans peu d'eau ou mieux, en assec. L'argument économique du coût élevé intervient avant l'argument écologique du déséquilibre pour empêcher de traiter de grandes superficies.

Colorer l'eau avec de l'encre est si cher que seuls peuvent être traités de petits volumes d'eau à long temps de séjour. Par contre, la turbidité provoquée par le phytoplancton n'est pas coûteuse, surtout si elle a son origine dans des effluents. Ce sont les effets secondaires indésirables qui en limitent l'emploi. Utilisé comme écran de surface, le polyéthylène est peu coûteux d'autant plus qu'il peut resservir, dans les limites permises par sa photodégradabilité. L'utilisation des nénuphars, des lentilles d'eau et de la végétation sur berge est moins limitée par le coût de l'installation des plantes que par celui de la maîtrise de leur croissance et du traitement des effets secondaires indésirables qu'elles peuvent provoquer.

19.7. Exemples d'application

Marion Millpond (USA). Ce petit plan d'eau de 10 hectares, situé dans le Wisconsin, fut un des premiers essais de recouvrement des sédiments, la méthode utilisée étant particulièrement originale. Depuis de nombreuses années, il était totalement envahi de macrophytes et traité à l'arsénite de sodium et au sulfate de cuivre. En 1969 et 1970, il fut vidé et débarrassé de diverses souches et autres débris. Le sédiment fut recouvert d'une feuille de polyéthylène noir de 0,1 mm d'épaisseur, lestée par une couche de sable et de gravier de 7 à 15 cm d'épaisseur. Malheureusement, la fluidité du sédiment posait de sérieux problèmes d'installation. De l'eau fut introduite pour couvrir le sédiment et on attendit qu'elle gèle. Le polyéthylène et la couche minérale furent étalés sur la glace, puis l'eau fut soutirée. La glace se rompit sous le poids de la charge et l'ensemble recouvrit le fond en une seule opération. Le plan d'eau fut rempli en 1971 et la croissance des macrophytes maîtrisée en 1971 et 1972. Dès 1973, des charas et des filamenteuses s'installèrent et il fallut traiter aux herbicides jusqu'en 1978, date à laquelle une faucardeuse fut achetée : des plantes aquatiques avaient recolonisé la surface traitée, la biomasse étant cependant moitié de ce qu'elle était avant le traitement. En fait, des espèces comme certains potamots, le myriophylle et certaines naïades avaient pu s'enraciner dans le gravier de lestage.

Colombie britannique (Canada). En 1989, quatre lacs de cette province canadienne ont reçu différents types de revêtements de fond pour éliminer le myriophylle. Les superficies traitées allaient de 0,1 ha à 3,4 ha. Combinée au dragage manuel, cette technique est la plus efficace quand il s'agit de zones sensibles à forte fréquentation comme les plages, le scarifiage étant utilisé pour traiter les zones adjacentes ou comme traitement de base.

20. CONTROLES BIOLOGIQUES

20.1. But et principe d'action

Utiliser l'activité d'organismes vivants pour contrôler le développement de la végétation aquatique. Ces organismes peuvent être des animaux ou des végétaux. Les activités sollicitées sont directes :

- consommation par des animaux phytophages
- élimination par des micro-organismes pathogènes

ou indirectes :

- destruction de l'habitat par des animaux fouisseurs
- compétition avec d'autres végétaux.

20.2/3. Matériel et méthode

2.2/3.1. Microorganismes pathogènes

Quelques microorganismes, des champignons pour la plupart, sont étudiés pour leur capacité à détruire certaines espèces végétales (jacinthe d'eau, hydrilla, myriophylle). Pour l'instant, il ne s'agit que de travaux de recherche, le passage à l'application présentant quelques difficultés :

- en se multipliant les macrophytes sont tout à fait capables de surmonter l'infection,
- une des actions des champignons est de fragmenter la plante, favorisant ainsi sa multiplication végétative,
- l'inoculation doit être puissante,
- il y a peu de maladies véritablement destructrices.

Deux voies sont explorées pour faire face à ces difficultés : utiliser un traitement combiné herbicide/pathogène, faire appel au génie génétique pour doter un hôte spécifique d'un bagage génétique pathogène.

20.2/3.2. Poissons

Poissons indigènes. Les poissons de zone tempérée, tout particulièrement de France, ne sont pas de véritables consommateurs de plantes aquatiques. Par contre certains benthophages déploient une telle activité pour chercher leur nourriture dans la vase qu'ils déracinent les plantes et augmentent considérablement la turbidité de l'eau, deux actions propres à éliminer la végétation. Encore faut-il que le peuplement soit très dense pour que le résultat soit sensible : 3.000 carpes de 200 à 300 g par hectare sont en mesure de détruire complètement myriophylles, ceratophylles et élodées en une saison, et plusieurs milliers de carpes de 2 à 3 kg par hectare sont même capables de venir à bout de la végétation, y compris les filamenteuses, en 1 mois.

Carpe chinoise. Originnaire des grands fleuves de Chine et de Sibérie, l'Amour blanc (*Ctenopharyngodon Idella*) est munie de dents pharyngiennes. Cet équipement spécifique, doublé d'un solide appétit fait que l'animal est un consommateur vorace de macrophytes. Bien qu'il n'ait qu'une faible efficacité d'assimilation, son métabolisme aérobie particulièrement bas (moitié d'un autre poisson) et sa consommation exceptionnellement élevée (50 à 60 % de son poids de corps par jour = 2 à 3 fois celui d'un poisson carnivore !) fait que son taux de croissance atteint 2,5 kg par an. Son poids moyen dépasse 9 à 10 kg, un poids record de 44 kg ayant été enregistré en Floride.

Cette voracité dépend de la température : quasiment nulle en dessous de 14°C, elle est faible et sélective entre 14°C et 16°C et indistinctement dévastatrice au-dessus de 20°C. Quand la température lui permet de choisir, la carpe chinoise a une préférence marquée pour les végétaux faciles à attraper et à mastiquer. C'est ainsi qu'elle préfère les plantes immergées aux émergées, l'élodée, le potamot et l'hydrille au nénuphar et à la massette, les tendres pousses de myriophylle à la partie basse des tiges, dure et fibreuse. Encore ce préférendum alimentaire est-il susceptible de varier selon la région, du moins d'après les études menées aux USA. Reste à savoir si cette variabilité est due à ce que le goût des végétaux varie d'une région à l'autre, à ce que le comportement alimentaire de la carpe a un déterminisme régional, éventuellement génétique ou tout simplement à ce que les observations et les expérimentations ont été biaisées. Cette sélectivité ayant pour conséquence de modifier le peuplement végétal au profit des espèces non consommées, qui ne sont forcément celles que le gestionnaire voudrait conserver, il est plus prudent, avant d'introduire la carpe Amour, de tester ses préférences alimentaires in situ et avec les végétaux du site.

En plus de la température, l'efficacité du broutage dépend de la densité du peuplement piscicole, et de la même façon : une trop faible densité ne donne aucun résultat, à moyenne densité le broutage est sélectif et à forte densité la végétation est totalement détruite. La taille du poisson introduit a aussi son importance car trop petit il fait l'objet d'une prédation intense. Il convient d'introduire des individus d'au moins 25 cm dans les régions à climat tempéré et 30 cm dans celles à climat chaud. Formalisés sous forme de modèles mathématiques des principes ont été établis qui conduisent à effectuer le repeuplement idéal en fonction de :

- la superficie du plan d'eau
- le pourcentage de la superficie de moins de 2,4 m de profondeur
- le pourcentage de la superficie envahie par la végétation au plus fort de la période végétative
- l'identité des principales espèces (pour leur appétence)
- le climat (pour la température de l'eau et la durée de la période végétative)
- le pourcentage désiré de superficie enherbée (selon l'objectif de gestion et la région : pour la perche 40 % en Illinois, 20 % en Floride)
- le type de repeuplement (tout en un coup ou par fractions à intervalles réguliers ≈ 5 ans).

Il en résulte que la densité d'introduction est extrêmement variable : de 5 à 6 individus par hectare pour exercer un contrôle limité (en superficie ou aux espèces appréciées par la carpe) jusqu'à 170 individus par hectare pour éradiquer totalement une espèce délaissée comme le myriophylle.

Pour éviter que la carpe Amour ne se reproduise et aille proliférer et exercer ses talents dans des eaux autres que celles où elle a été introduite on peut utiliser des hybrides stériles. Malheureusement leur broutage est moins efficace et des diploïdes fertiles peuvent apparaître. On peut aussi produire des carpes triploïdes fonctionnellement stériles dont les chances d'être

à l'origine d'une importante population de diploïdes fertiles sont extrêmement faibles. Mais comme le procédé de production des triploïdes (choc osmotique ou thermique) n'est pas sûr à 100 %, il convient d'en vérifier le résultat en examinant la taille des globules rouges, les globules des triploïdes étant plus gros que ceux des diploïdes.

Tilapia. Certaines espèces de Tilapia sont utilisées pour contrôler les macrophytes. Originaires d'Inde, d'Afrique ou d'Amérique du Sud, ils ne survivent que dans des eaux chaudes ou réchauffées (effluents des centrales thermiques). A la différence de la carpe chinoise le Tilapia connaît de nombreux prédateurs. Par contre sa capacité à modifier son régime alimentaire une fois les macrophytes éliminés lui permet de conserver son efficacité potentielle aussi longtemps que la température est supérieure à 10°C et que ses prédateurs sont maîtrisés. Son action étant l'éradication totale, il se conçoit surtout pour traiter des plans d'eau dont la vocation est l'esthétique plutôt que la pêche et dont la végétation doit être totalement éliminée. Une densité de 2.500 individus par hectare suffit à supprimer la totalité des plantes et à rendre l'eau claire. Une densité de 140 ind./ha conduit à plus de 26.000 ind./ha en une saison, à condition qu'il n'y ait pas de prédateur. En climat chaud une telle faculté de reproduction demande à contrôler la population en éliminant les poissons en automne pour n'en garder qu'un petit nombre pour le réempoissonnement printanier. En climat tempéré, c'est l'hiver qui se charge de l'élimination.

20.2/3.3. Oiseaux et mammifères phytophages

Oiseaux. Les lentilles d'eau, les plantes immergées qui atteignent la surface et les algues filamenteuses sont consommées par les oies, les cygnes, les canards, les sarcelles. Grâce à leur long cou les cygnes peuvent brouter les végétaux à quelques décimètres sous l'eau et les canards plongeurs à plus de 1 mètre. Il faut compter de 5 à 25 oiseaux par hectare pour que le contrôle de la végétation soit effectif. Les deux difficultés présentées par ce type de technique sont d'une part de contrôler la population d'oiseaux (surpopulation, chasse, migration...) et d'autre part de limiter leur zone d'action (barrières, clôtures...).

Mammifères. La végétation émergée et flottante peut être consommée par les bovins, les chevaux et les porcs, les ovins étant à proscrire car la douve du foie leur est transmise par les mollusques d'eau douce. Les bovins préfèrent les roseaux aux massettes, les chevaux raffolent de la brouille et les porcs des lentilles d'eau. Le risque d'un broutage sélectif est, comme pour les poissons, de laisser subsister une végétation peu ou pas conforme aux souhaits du gestionnaire. Néanmoins le pâturage est bien connu pour exercer un contrôle quantitativement efficace de la végétation littorale favorable à la nidification et à l'alimentation du gibier d'eau.

20.2/3.4. Autres animaux phytophages

D'autres animaux phytophages ont été testés pour leur efficacité à contrôler les macrophytes : escargots, insectes, écrevisses, ragondins... lamantins. Mis à part les insectes, ils n'ont guère été utilisés de façon courante pour diverses raisons : effets secondaires indésirables (écrevisses, ragondins), milieu trop spécifique (lamantin), activité consommatrice limitée (escargots) et, d'une façon générale, activité biologique trop difficile à contrôler par rapport aux résultats obtenus.

Les insectes sont utilisés pour lutter contre deux plantes colonisatrices des plans d'eau des Etats du sud des USA : l'herbe aux alligators (*Alternanthera philoxeroides*) et la jacinthe d'eau. Des études sont menées pour tester l'efficacité des insectes à des latitudes et sur des plantes moins méridionales. Encore plus que pour tout autre traitement biologique, le contrôle par les insectes est un travail de longue haleine, dont le résultat est variable et qui mérite d'être aidé par d'autres types de contrôle (mécanique, chimique).

20.2/3.5. Compétition végétale

Le chapitre précédent a montré comment la compétition passive pour la lumière pouvait être utilisée pour faire éliminer les macrophytes par le phytoplancton ou les plantes immergées par les plantes flottantes ou à feuilles flottantes. La compétition peut aussi se manifester de façon beaucoup plus active, par l'intermédiaire d'inhibiteurs du métabolisme ou de toute autre toxine sécrétée par certaines espèces et capables de modifier la croissance et la reproduction d'autres espèces (allelopathie). Pour empêcher l'envahissement d'une zone donnée par une végétation indésirable, il suffit de la planter avec des espèces à fort pouvoir allelopathique et, évidemment, beaucoup plus acceptables. C'est ainsi qu'en plantant un gazon de scirpe on empêche l'enracinement d'autres végétaux. D'ailleurs certaines espèces de scirpes sont toxiques pour hydrilla. La vallisnerie est également une plante à fort pouvoir allelopathique. Quoique facile à mettre en oeuvre cette technique n'est, pour l'instant, pas très développée.

20.4. Efficacité

La difficulté du contrôle biologique, quel qu'il soit, est d'effectuer le « bon dosage » de manière à obtenir l'efficacité optimale. Cette difficulté est due à ce que le comportement du vivant est plus complexe et plus variable donc plus difficile à maîtriser que celui de l'inerte mis en jeu par les contrôles physiques et chimiques, le premier facteur de complication étant la faculté de reproduction. Ce constat concerne tout particulièrement le contrôle par les poissons, qu'ils soient fousseurs ou consommateurs. Le souci d'éviter que la carpe Amour ne se reproduise a conduit à sa triploïdie. Celui d'éviter son expansion géographique oblige à en limiter l'introduction aux eaux closes¹ ou à installer des dispositifs de rétention. Il en résulte qu'à densité modérée du peuplement le résultat est aléatoire. Seule une introduction surdensitaire donne un résultat certain : l'éradication totale. Mais supprimer toute la végétation aquatique ne se justifie que pour des plans d'eau à vocation très particulière : pièces d'eau en milieu urbain, mares des terrains de golf, canaux... Auquel cas, la solution « carpe chinoise » est d'un excellent rapport qualité/prix. Par contre, si l'on veut éviter d'en arriver à une telle extrémité et conserver un certain pourcentage de couvert végétal il est recommandé de commencer par un empoissonnement à faible densité, sachant que la carpe chinoise est un animal difficile à capturer et à éliminer une fois qu'on l'a introduit. Par la suite, on peut continuer à augmenter petit à petit la densité du peuplement en complétant éventuellement le contrôle des herbiers par d'autres moyens (herbicides, faucardage, assec). Il est important de laisser aux processus naturels le temps de répondre à une intervention avant

¹ En France, l'article 439/1 du Code rural interdit l'introduction d'espèces exotiques dans les eaux libres.

d'en entreprendre une autre. Utiliser la carpe chinoise pour résoudre un problème de macrophytes réclame de la patience. En contrepartie le résultat obtenu dure longtemps, 3 à 4 ans avec les triploïdes, 8 à 10 ans, voire plus, avec les diploïdes. Le risque est cependant d'arriver quand même à la disparition totale de la végétation si l'espèce végétale indésirable est justement celle que le poisson ne désire pas consommer.

En se plaçant du point de vue du bilan du phosphore la carpe chinoise pourrait contribuer à réduire le relargage du P fixé dans les sédiments puisqu'elle aide à minéraliser les macrophytes en pleine eau plutôt qu'à l'interface eau/sédiment épargnant ainsi l'oxygène de cette dernière. Ce pourrait être même un « puits » à P pour la fraction (faible) qu'elle assimile. En ce sens la carpe chinoise serait préférable à un faucardage sans ramassage.

20.5. Effets secondaires indésirables

Le premier effet secondaire indésirable résultant du broutage des herbiers par la carpe chinoise est une diminution de la transparence due à la prolifération du phytoplancton allant jusqu'à la fleur d'eau de cyanobactéries. Les causes de cette prolifération sont nombreuses :

- accroissement de la concentration de l'eau en phosphore provenant des macrophytes et rendu biodisponible par la carpe
- élimination de la compétition exercée par les macrophytes par rapport à la lumière et, à bien moindre degré, au phosphore
- élimination du zooplancton phytoplanctonophage par destruction de son habitat
- suppression de l'action allelopathique exercée par certaines espèces de macrophytes sur le phytoplancton.

L'éradication totale des herbiers a pour effet de déstabiliser la zone littorale et d'en faciliter l'érosion par les vagues. Le résultat de l'opération est, d'une part, l'effondrement des berges et celui de leur végétation arborescente et, d'autre part, l'augmentation de la turbidité de l'eau, ce qui, en contrepartie, diminue localement la prolifération du phytoplancton. Cet effet destructeur est à mettre également au passif des poissons fouisseurs tels que tanches et carpes indigènes. Par contre, la diminution contrôlée du couvert végétal a pour effet d'éliminer en premier les espèces convoitées par la carpe chinoise, favorisant ainsi l'extension de celles qui ne lui conviennent pas, et qui ne conviennent pas forcément au gestionnaire.

L'élimination des herbiers n'est pas sans effet sur le monde animal, à commencer par les poissons qui dépendent des macrophytes pour l'abri, la reproduction et la nourriture, le régime alimentaire passant d'une dominante [zooplancton + insectes phytophiles] à une dominante [insectes non phytophiles]. La réaction du peuplement piscicole est difficilement prédictible et pas forcément conforme aux vœux du gestionnaire. La faune aviaire est l'autre secteur animal qui risque de souffrir de l'éradication des herbiers.

Il reste enfin le problème que pose toute utilisation d'espèce exotique : l'introduction de parasites et de maladies. C'est ainsi que la carpe chinoise a fait pénétrer un cestode en Russie, ce qui a provoqué l'infestation des cyprinidés dans toute l'Europe, particulièrement en Allemagne. La solution passe par l'examen sanitaire et le traitement des individus introduits.

20.6 Coût

Aux Etats-Unis, les herbicides, le faucardage et la carpe chinoise sont les techniques les plus utilisées dans beaucoup d'endroits pour contrôler les macrophytes. La carpe chinoise est, de loin, la technique la moins coûteuse. Encore cette comparaison appelle-t-elle quelques remarques.

- La carpe chinoise n'est pas efficace contre certaines plantes, notamment celles de climat chaud comme la jacinthe d'eau ; dans ces cas le contrôle par les insectes ou les herbicides, ou les deux, est moins coûteux et plus efficace, car le faucardage est trop lent par rapport à la vitesse à laquelle les végétaux prolifèrent.

- La densité d'empoisonnement est plus élevée dans les climats tempérés car la température est plus basse, la période végétative plus courte et il faut plus de poissons si l'on veut éliminer les plantes refusées (myriophille) ; mais les coûts annuels des traitements par herbicides ou faucardage peuvent également être élevés, quand il faut les appliquer plus d'une fois dans la saison.

- Le coût initial de la carpe chinoise s'amortit sur toute la durée de vie de l'animal, alors que pour les autres techniques le coût croît avec la fréquence des traitements (au moins une fois par an).

20.7. Exemple d'application

Deer Point Lake (Floride). D'une superficie de 1900 hectares, il est utilisé par la ville de Panama pour satisfaire ses besoins en eau potable et en activités récréatives. Envahi par le potamot et le myriophille, il a reçu, entre 1972 et 1975, 101 tonnes d'herbicide (hydrothol = sel aminé d'endothal). Le traitement fut totalement inefficace. En 1978, la carpe chinoise fut introduite à raison de 22,5 individus par hectare pour 1/14 du coût de l'herbicide. En 1980, toute la végétation immergée était éliminée et en 1982 toute la végétation émergée.

Lake Conroe (Texas). Situé près de Houston, ce lac de 8100 hectares a également pour vocation l'AEP et la récréation. La carpe chinoise diploïde fut introduite à raison de 33 individus par hectare pour éradiquer Hydrilla. Le but fut atteint en 2 ans.

Lake Conway (Floride). Plan d'eau urbain de la ville d'Orlando, il est composé de 5 bassins pour un total de 730 ha. Ce lac a été traité pour contrôler Hydrilla mais de façon moins violente que les deux précédents, puisque les densités d'empoisonnement n'ont été que de 7,5 à 12,5 individus/ha, différentes selon les bassins. Il fallut attendre 2 ans pour observer un résultat mais cette faible densité suffit à éliminer Hydrilla, la cible, ainsi que les potamots et Nitella, laissant la vallisnérie intacte.

21. HERBICIDES

21.1. But et principe d'action

Contrôler la densité de la végétation aquatique jusqu'à son éventuelle éradication au moyen d'une substance chimique qui détruit les plantes ou inhibe leur croissance.

L'herbicide agit sur la plante à divers stades du cycle végétatif, y compris la semence. L'herbicide de contact agit sur la plante à l'endroit où il a été déposé. L'herbicide systémique est transporté dans la plante par le système de tissus conducteurs pour atteindre des cibles éloignées du site d'absorption, celle-ci pouvant être racinaire ou foliaire. Les mécanismes d'action phytotoxique sont très variés. Pouvoir inhiber la croissance de la plante sans la détruire présente l'avantage de conserver sa structure et son métabolisme si bien qu'il reste suffisamment de masse végétale pour assurer la stabilisation des berges, la production d'oxygène et d'autres fonctions écologiquement utiles sans que pour autant l'eau soit envahie par la végétation.

21.2. Matériel

21.2.1. Herbicides d'origine minérale

Huiles minérales. Très toxiques pour les poissons ; ne sont pas utilisées en France.

Composés minéraux.

Chlorate de sodium : épandu en période d'assec il permet de traiter des plantes enracinées comme l'élodée ou le potamot.

Arsénite de sodium : avant les années 60 c'était le seul herbicide utilisé pour contrôler les macrophytes aux USA ; en 1961, 91 tonnes furent épandues dans les lacs du Wisconsin ; n'est plus employé en raison de sa toxicité.

Borax, sulfamate d'ammonium, permanganate de potassium : utilisation pratiquement inexistante.

21.2.2. Herbicides organiques de synthèse

Parmi les très nombreux produits mis au point et commercialisés de par le monde, en 1996 la France n'autorise l'utilisation que de sept d'entre eux (tableau 5). L'emploi de tous les autres produits est formellement interdit.

Aux U.S.A. (d'où provient le Fluridone) deux autres herbicides sont beaucoup utilisés :

2.4 D (Phénoxyacide) : phytohormone désherbante de type systémique à absorption foliaire ; efficace contre les plantes immergées et émergées.

Endothall : parent de l'acide cantharidique, herbicide de contact à absorption foliaire ; efficace contre les plantes immergées et à feuilles flottantes.

| MATIERE ACTIVE (Catégorie chimique) | TYPE D'HERBICIDE | PLANTES SENSIBLES | OBSERVATIONS |
|--|--|--|---|
| Aminotriazole (Aminotriazole) | - herbicide systémique - inhibe la synthèse des carotènes - absorption foliaire | - émergées | - associé à du Thiocyanate d'ammonium - attendre 10 à 15 jours avant utilisation pour irrigation |
| Chlortiamide (Benzonitrile) | - herbicide systémique - inhibe la croissance - absorption racinaire | - immergées - à feuilles flottantes (en absence de courant) | - respecter la dose : risque pour les poissons |
| Dalapon (Acide gras halogéné) | - herbicide systémique - inhibe la croissance - absorption foliaire (et racinaire) | - émergées | - très peu toxique pour les poissons - toxique pour les cultures sensibles (blé, betterave, vigne...) |
| Dichlobenil (Benzonitrile) | - herbicide systémique - inhibe la croissance - absorption racinaire | - immergées - à feuilles flottantes | - respecter la dose : risque pour les poissons |
| Diquat (Ammonium quaternaire) | - herbicide de contact - « brûle la plante » - absorption foliaire | - immergées - à feuilles flottantes | - non toxique pour les poissons - attendre 7 à 8 jours avant utilisation pour irrigation par aspersion |
| Fluridone (Pyridinones) | - herbicide systémique - inhibe la synthèse des carotènes - absorption foliaire (et racinaire) | - immergées - à feuilles flottantes - émergées | |
| Glyphosate (Acide aminé phosphoré) | - herbicide systémique - inhibe la croissance - absorption foliaire | - émergées | |

Tableau 5 - Herbicides autorisés en France en 1996.

21.3. Méthode

21.3.1. Opérations préliminaires

Avant d'appliquer un quelconque traitement il convient de :

- délimiter les zones à traiter : l'éradication totale est rarement un but à atteindre ; il faut éviter de détruire les frayères, les zones de nidification pour les oiseaux et tous les herbiers qui ont un rôle écologique ou dont la nuisance n'est pas établie ; de même il faut prendre garde de ne pas dévégétaliser les rives exposées aux vagues ; les herbicides permettent de réaliser un travail à la carte encore faut-il

- identifier correctement les espèces végétales à contrôler

- s'assurer que l'herbicide est efficace sur les espèces végétales visées, qu'il est possible de respecter les précautions d'emploi qui lui sont spécifiques... et qu'il est autorisé ; l'autorisation peut évoluer au cours du temps : entre 1987 et 1996 le Fluridone a été autorisé alors que le mélange [Aminotriazole + Dalapon + Thiazafuron] a été retiré.

21.3.1. Modalités d'application

Il est absolument impératif de suivre les instructions fournies par la firme qui commercialise l'herbicide, du double point de vue de :

- l'environnement : les doses ne doivent pas être dépassées pour éviter que le traitement ne touche d'autres organismes, notamment les poissons ; les délais et les modalités d'utilisation de l'eau traitée doivent être respectés pour éviter les problèmes de rémanence ;

- la sécurité et l'hygiène : les produits doivent être manipulés conformément aux recommandations d'emploi qui figurent sur les emballages.

Les modalités d'application proprement dites dépendent de la forme du produit (liquide, poudre mouillable, granulés), du type d'application (sol sec, eau) et du mode d'action (absorption foliaire ou racinaire) lesquels dépendent du type de plante.

Plantes immergées. Les granulés sont réservés à des opérations ponctuelles alors que les liquides sont aptes à traiter de grandes surfaces. Il est concevable d'utiliser des liquides pour des traitements (relativement) localisés dans de très grandes surfaces. L'intervention locale consomme plus de produit que l'intervention globale du fait de la dilution par les eaux adjacentes. D'une façon générale la qualité du résultat dépend de la régularité de l'application. Quand le plan d'eau est entièrement couvert de végétation il ne faut traiter à la fois qu'un tiers de la superficie totale de manière à éviter les problèmes de désoxygénation posés par la décomposition de la matière végétale. Il faut attendre 1/2 ou 1 semaine avant de traiter le 1/3 suivant. Il est préférable de traiter à la fin du printemps ou au début de l'été quand les plantes sont jeunes et poussent activement, on obtient ainsi l'optimum de contrôle pour le minimum d'herbicide. De plus, la végétation n'ayant pas encore atteint la surface, les embarcations utilisées pour épandre l'herbicide se déplacent sans encombre. Traiter à la fin de l'été ou au début de l'automne consomme plus de produit et accroît les difficultés des déplacements aquatiques pour un contrôle plus lent et erratique.

Plantes émergées et ripicoles. Les traitements par aspersion des feuilles doivent attendre que celles-ci approchent de leur taille maximum, mais avant la floraison, ce qui

correspond la plupart du temps au début de l'été. Les feuilles doivent être complètement mouillées par le produit, le mouillage étant amélioré par un agent (détergent) généralement inclus dans le produit commercialisé. Il est préférable de traiter par temps sec vers midi pour que les feuilles soient sèches et éviter la pluie et la rosée. Les granulés agissent plus lentement que les liquides, mais le résultat est plus durable. Une fois sédimentés, leur produit actif diffuse et est absorbé par les racines. L'application se fait à la fin de l'été ou au début de l'automne si bien que l'effet ne peut pas être observé avant le printemps suivant, quand les plantes n'arrivent pas à pousser. Une eau agitée fait que les granulés ne sont pas distribués uniformément, ce qui peut nuire à l'efficacité du traitement.

Le calcul du dosage peut s'effectuer de deux façons, selon la taille de la superficie à traiter.

* Pour de grandes superficies (> 4.000 m²), on base le calcul sur la quantité d'herbicide à épandre par unité de surface, le débit du fluide porteur étant ajusté en fonction du matériel d'aspersion (pression, diamètre des injecteurs).

* Pour de petites superficies (< 4.000 m²) on ne tient compte que de la concentration de l'herbicide dans la solution épandue, l'application se faisant jusqu'à ce que la plante soit bien mouillée, à la limite du ruissellement. Les indications pour ces deux types de dosage sont généralement portées sur l'emballage.

Plantes flottantes. Le traitement par aspersion des feuilles doit être réalisé quand la plante est en phase de croissance active et quand la température de l'eau dépasse 15,5°C. Pour les plantes flottantes enracinées le traitement est plus efficace s'il se fait par absorption racinaire de l'herbicide épandu sous forme de granulé.

Les liquides et les poudres mouillables sont épandus au moyen de pulvérisateurs. Pour traiter des superficies inférieures à 2 hectares les pulvérisateurs à dos d'une quinzaine de litres sont suffisants. Pour de plus grandes superficies il faut utiliser un matériel spécialisé. On peut utiliser des lances arboricoles pour traiter à partir des berges. De même, pour opérer en assec, le matériel agricole convient tout à fait.

Les granulés sont épandus à la main pour traiter de petites superficies comme les zones de baignade ou d'accostage. Pour de plus grands travaux on utilise des épandeurs manuels centrifuges qui traitent une bande allant jusqu'à 4 mètres de large. Au-delà il faut faire appel à des épandeurs mécanisés capables de distribuer les granulés sur 10 mètres de large.

Pour les très grosses superficies, qu'il s'agisse d'un seul grand plan d'eau ou de plusieurs petits plans d'eau voisins, il devient nécessaire d'utiliser l'avion ou l'hélicoptère. De tels moyens permettent de traiter 16 ha/heure tout en assurant une bonne répartition des produits, surtout s'il s'agit de granulés. Les traitements par voie aérienne doivent être réalisés en accord avec la législation.

Les herbicides n'étant pas des produits tout à fait inoffensifs un certain nombre de précautions annexes doivent être prises :

- traiter par temps calme, surtout en aspersion, pour éviter tout entraînement malencontreux vers des végétaux non ciblés et réduire les risques de contact et d'inhalation par les opérateurs

- entreposer les produits hors de portée des enfants

- nettoyer scrupuleusement les aires de travail (entreposage, préparation, transfert...) surtout si elles sont accessibles aux enfants et aux animaux de compagnie

- contrôler le devenir des emballages, des résidus, des eaux de rinçage et autres sous produits pour éviter les risques de contamination et leurs retombées environnementales et sanitaires.

21.4. Efficacité

Par principe le traitement par herbicides ne s'attaque pas au mal, il ne fait que gommer les symptômes les plus nuisants, laissant sur place les plantes mortes avec leurs nutriments et leur matière organique, potentiellement au moins aussi nuisants. En ce sens il s'apparente au faucardage sans ramassage, les risques de multiplication végétative en moins, les risques de dégradation (involontaire) de l'environnement et de la santé en plus. Néanmoins il constitue un moyen de contrôle très efficace sur le court terme, quelques semaines voire quelques mois. C'est le seul qui soit en mesure d'éliminer la jacinthe d'eau sur de très grandes surfaces en Floride et dans d'autres états du Sud-Est des USA. La conséquence pratique de la faible durée du résultat est la nécessité de renouveler le traitement chaque année, voire plusieurs fois dans l'année. Cependant, si on détruit une grande partie de la végétation d'un plan d'eau envahi également en grande partie par celle-ci, la prolifération phytoplanctonique qui a toutes les chances d'en résulter est de nature à réduire la transparence de façon telle que les herbiers ne peuvent plus repousser et que leur éradication est totale et définitive, un problème de macrophytes ayant cédé la place, éventuellement, à un problème d'algues.

Des facteurs environnementaux peuvent réduire l'efficacité du traitement, même à court terme, en diminuant le temps de contact. Ils sont de deux types.

L'hydrodynamique. La Chlortiamide n'est efficace sur les plantes flottantes telles que les nénuphars, la lentille d'eau ou l'hydrocarie que si l'eau est véritablement stagnante. L'eau courante accroît la résistance de ces plantes. Il en est de même pour le Dichlobénil. Si le temps de séjour hydraulique du plan d'eau est insuffisant il faut l'augmenter artificiellement soit en abaissant le niveau avant l'épandage, soit en détournant l'eau affluente.

Les matières en suspension. En fixant les molécules d'herbicide, les particules en suspension accélèrent leur sédimentation et diminuent leur temps de séjour dans l'eau. C'est le cas d'herbicides liquides à absorption foliaire comme le Diquat : il ne persiste pas dans des eaux turbides mais il peut rester toxique dans les sédiments pendant des mois.

C'est enfin en association avec d'autres traitements que l'efficacité des herbicides mérite d'être considérée. Epanché après un faucardage, l'herbicide en augmente la durée du résultat. En contrepartie, en réduisant la biomasse végétale et en fragilisant les plantes, le faucardage permet de réduire les quantités d'herbicides et les effets indésirables engendrés par la décomposition des végétaux. De même, l'épandage d'un herbicide sur un assec en augmente la fiabilité du résultat. En contrepartie l'assec permet de réduire les quantités d'herbicides puisqu'il évite la dilution, facilite le ciblage et fragilise les plantes.

21.5. Effets secondaires indésirables

Traiter un plan d'eau aux herbicides peut entraîner deux types d'effets secondaires indésirables selon qu'ils sont directs ou non.

21.5.1. Effets directs

Ces effets sont indésirables dans la mesure où ils correspondent à des « extensions d'activité » elles-mêmes indésirables, que ce soit dans l'espace (entraînement à l'exutoire, par voie aérienne), dans le temps (rémanence) ou au niveau des espèces (touchées bien que non visées). Les nuisances qui résultent d'une extension d'activité dans l'espace doivent être

évitées en prenant les précautions nécessaires, notamment celles prévues par la loi. Les nuisances qui résultent des deux autres catégories d'extension ont été extraordinairement réduites depuis l'époque où dominait le fort toxique arsénite de sodium. Les efforts de la recherche ont porté sur l'obtention de produits qui soient dégradables totalement et plus ou moins rapidement selon l'effet recherché et qui soient le moins possible toxiques pour les organismes non visés, que la toxicité concerne la matière active ou ses divers produits de dégradation. Le Diquat est une exception car il est toxique pour certains crustacés, nourriture de base des poissons. De même pour la Chlortiamide et le Dichlobénil qui peuvent être toxiques pour la faune aquatique si les doses prescrites sont dépassées.

21.5.2. Effets indirects

L'essentiel des problèmes posés par l'utilisation des herbicides résulte de la décomposition in situ des plantes atteintes. La désoxygénation provoquée par cette décomposition vient s'ajouter au déficit d'oxygène qui résulte de la disparition des végétaux. L'absence d'oxygène a deux effets :

- élimination de la faune aquatique peu mobile (zooplancton, faune benthique), les poissons ayant la possibilité de gagner des zones non traitées, à condition qu'il y en ait
- réduction de l'interface eau/sédiment et relargage de différentes substances dont le phosphore.

Ce phosphore d'origine sédimentaire, ajouté à celui résultant de la minéralisation de la matière végétale, stimule une prolifération phytoplanctonique d'autant plus intense qu'il n'y a plus de zooplancton pour la contrôler et qu'il n'y a plus les macrophytes pour capter la lumière et sécréter des substances antagonistes.

Le remplacement des espèces éradiquées par d'autres espèces est un autre effet secondaire pas forcément désirable. Cette situation est courante quand le traitement vise les macrophytes émergées, libérant un espace aussitôt colonisé par des herbiers immergés. Enfin, ces profondes modifications de la végétation se traduisent par de véritables bouleversements de l'habitat des espèces animales qui la colonisent, y compris la faune aviaire particulièrement touchée par la disparition des plantes émergées.

21.5.3. Perception du public

Depuis que le public a pris conscience de la « dimension écologique » de son existence, l'utilisation des biocides en général et des herbicides en particulier est chargée d'un sens où l'émotion l'emporte sur la raison. Cette situation résulte déjà de la méprise, entretenue, qui fait croire au résultat définitif d'un traitement du problème à ses racines alors que l'application doit être répétée car elle ne traite que les symptômes. Un autre élément qui contribue à la défection du public est la réputation de toxicité, réelle pour certains produits dont l'arsénite de sodium, mais toute à fait exagérée en ce qui concerne les substances autorisées. La réputation de toxicité peut être surfaite et conduire à des mesures déraisonnables. C'est ainsi qu'en Floride et dans les états du Sud Est des USA, le 2.4.D très efficace contre la jacinthe d'eau et sans danger pour l'environnement a été remplacé par le Diquat moins efficace contre la première et plus dangereux pour le second, pour la simple raison que le public percevait, à tort, le 2.4.D comme un produit dangereux. Le dénigrement irrationnel des « anti » a pour pendant l'enthousiasme tout autant irrationnel des « pro ». Sans

doute le traitement par herbicide est-il la seule méthode capable de débarrasser les plans d'eau de leurs jacinthes d'eau, en conditions climatiques chaudes, mais vouloir imposer cette solution à des plans d'eau de climat tempéré pour traiter d'autres espèces pendant une durée limitée à la période végétative, n'est pas réaliste compte tenu de l'existence d'autres techniques d'un même rapport coût/bénéfice, sinon meilleur, pour un impact environnemental inférieur. Il n'est resté pas moins vrai qu'on ne connaît pas grand chose de l'impact à long terme des herbicides sur l'homme et son environnement.

21.6. Coût

L'utilisation des herbicides ne produit pas le bénéfice d'une véritable restauration pas plus qu'un report d'efficacité sur l'année suivante. Pire, elle nécessite souvent plusieurs applications en cours d'année soit que le végétal visé n'ait pas été suffisamment détruit, soit qu'il ait été remplacé par un végétal guère mieux apprécié (phytoplancton, autres macrophytes). Sans doute le rapport coût/bénéfice est-il attractivement bas sur le très court terme, mais sur le long terme il est très élevé. Finalement, les herbicides coûtent cher par rapport à ce qu'ils accomplissent.

Traiter par des herbicides est beaucoup plus onéreux que d'utiliser la carpe chinoise et à peu près autant que de faucher. Encore le coût du fauchage n'est-il élevé que les premières années, en raison de l'achat du matériel. De plus le fauchage offre l'avantage d'exporter des nutriments et de la matière organique (autant génératrice de désoxygénation que de précurseurs de THM) et ses effets sont cumulables d'une année sur l'autre.

21.7. Exemples d'application

De très nombreux plans d'eau ont été (et sont encore) traités par les herbicides. Leur taille est variable.

Le Giffin Pond ($S = 4,1$ ha ; Z max = 3,1 m). Envahi par les potamots ce petit plan d'eau de l'Illinois (USA) a été traité à l'Endothall pour les besoins des pêcheurs. L'efficacité du traitement a été telle que les macrophytes n'ont pas repoussé en raison de la turbidité provoquée par la prolifération du phytoplancton.

Le Pat Mayse Lake ($S = 2,4$ km²). De taille plus imposante ce lac texan a été envahi par le myriophylle à partir de 1950 si bien qu'en 1983, 90 % de ligne de rive à caractère récréatif étaient inutilisables. Pour limiter le traitement, seuls 37 hectares furent traités à l'Endothall sous forme de granulé. Malgré la faible concentration finale (2,5 ppm) le contrôle du myriophylle fut de 100 % dans les zones traitées que le public put fréquenter à nouveau. Aucun effet secondaire indésirable ne fut observé l'Endothall ayant disparu de l'eau dans les 72 h après traitement. Les premiers signes de repousse apparurent deux mois après le traitement, ce qui laissait supposer la nécessité de le réitérer.

Hartbeespoort Dam ($S = 20$ km² ; Z max = 30 m). Construit en 1923 pour les besoins de l'irrigation, ce réservoir est situé à proximité de Johannesburg et de Pretoria, en Afrique du Sud. Particulièrement riche en phosphore ($200 \mu\text{g.l}^{-1} < \text{P-PO}_4$ moyen $< 840 \mu\text{g.l}^{-1}$) il était dominé par la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* jusqu'à ce qu'en 1976-1977 60 % de sa

surface fussent couverts par la jacinthe d'eau (300.000 tonnes de matière fraîche). En six mois (oct. 77 - mars 78) le macrophyte fut totalement éradiqué par un traitement herbicide par aspersion. Depuis, le réservoir est à nouveau colonisé quasi exclusivement par *Microcystis*.

22. FAIRE LE BON CHOIX

22.1. Evaluation comparative des techniques

Pour choisir la technique la mieux adaptée au cas à traiter, le gestionnaire fait appel à son jugement, à son expérience et se base sur un certain nombre de critères de sélection (§ 3.4.2.). Les tableaux 6 et 7 résument la façon dont chaque technique répond aux critères d'efficacité à court et long terme, de fiabilité, d'innocuité (absence d'effets secondaires indésirables), de réversibilité et de coût. Les critères de pertinence, d'applicabilité et d'efficacité globale sont supposés être satisfaits à priori. Pour éviter toute confusion, le dragage est qualifié de « superficiel » ou de « profond » selon qu'il s'adresse à un problème d'algues ou de macrophytes.

| PROBLEME D'ALGUES | EFF. COURT TERME | EFF. LONG TERME | FIABILITE | INNOCUTE | REVERSIBILITE | COUT |
|------------------------------|------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| DRAGAGE SUPERFICIEL | ** | *** | *** | ** | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| PRECIPITATION / INACTIVATION | *** | ** | ** | ** | <input type="checkbox"/> | ** |
| DILUTION / CHASSE | * | * | * | ** | *** | * |
| DESTRATIFICATION | ** | * | * | ** | *** | ** |
| AERATION HYPOLIMNIQUE | * | * | * | ** | *** | ** |
| SOUTIRAGE HYPOLIMNIQUE | ** | ** | ** | * | *** | ** |
| TRAITEMENT DES SEDIMENTS | ** | ** | <input type="checkbox"/> | ** | <input type="checkbox"/> | ** |
| BIOMANIPULATIONS | ** | * | <input type="checkbox"/> | ** | * | *** |
| ALGICIDES | ** | <input type="checkbox"/> | ** | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | ** |

Tableau 6 - Evaluation comparative des techniques concernant les problèmes d'algues.
(*** = excellent ; ** = bon ; * = moyen ; = mauvais)

| PROBLEME DE MACROPHYTES | EFF. COURT TERME | EFF. LONG TERME | FIABILITE | INNOCUITE | REVERSIBILITE | COUT |
|-------------------------------------|------------------|-----------------|-----------|-----------|---------------|------|
| DRAGAGE PROFOND | *** | *** | *** | ** | □ | □ |
| SCARIFIAGE | *** | * | □ | ** | ** | * |
| FAUCARDAGE | *** | □ | ** | * | ** | * |
| VARIATIONS DE NIVEAU | ** | * | * | * | ** | ** |
| INHIBITEURS PHYSIQUES DE CROISSANCE | *** | * | * | ** | ** | □ |
| CONTROLES BIOLOGIQUES | □ | *** | * | * | * | *** |
| HERBICIDES | *** | □ | ** | □ | ** | ** |

Tableau 7 - Evaluation comparative des techniques concernant les problèmes de macrophytes.
(*** = excellent ; ** = bon ; * = moyen ; □ = mauvais)

La lecture de ces tableaux suscite les commentaires suivants :

- il n'y a pas de technique « excellente » pour tous les critères ;
- qu'il soit superficiel (algues) ou profond (macrophytes) le dragage est la technique la plus performante ; de plus c'est la seule qui consiste véritablement à « restaurer » un état originel ; elle est malheureusement très coûteuse ;
- pour un coût raisonnable, algicides et herbicides assurent une efficacité à court terme tout à fait satisfaisante ; c'est ce qui fait leur succès bien qu'ils soient inefficaces à long terme et qu'ils provoquent des effets secondaires parfaitement indésirables.

22.2. Clés décisionnelles

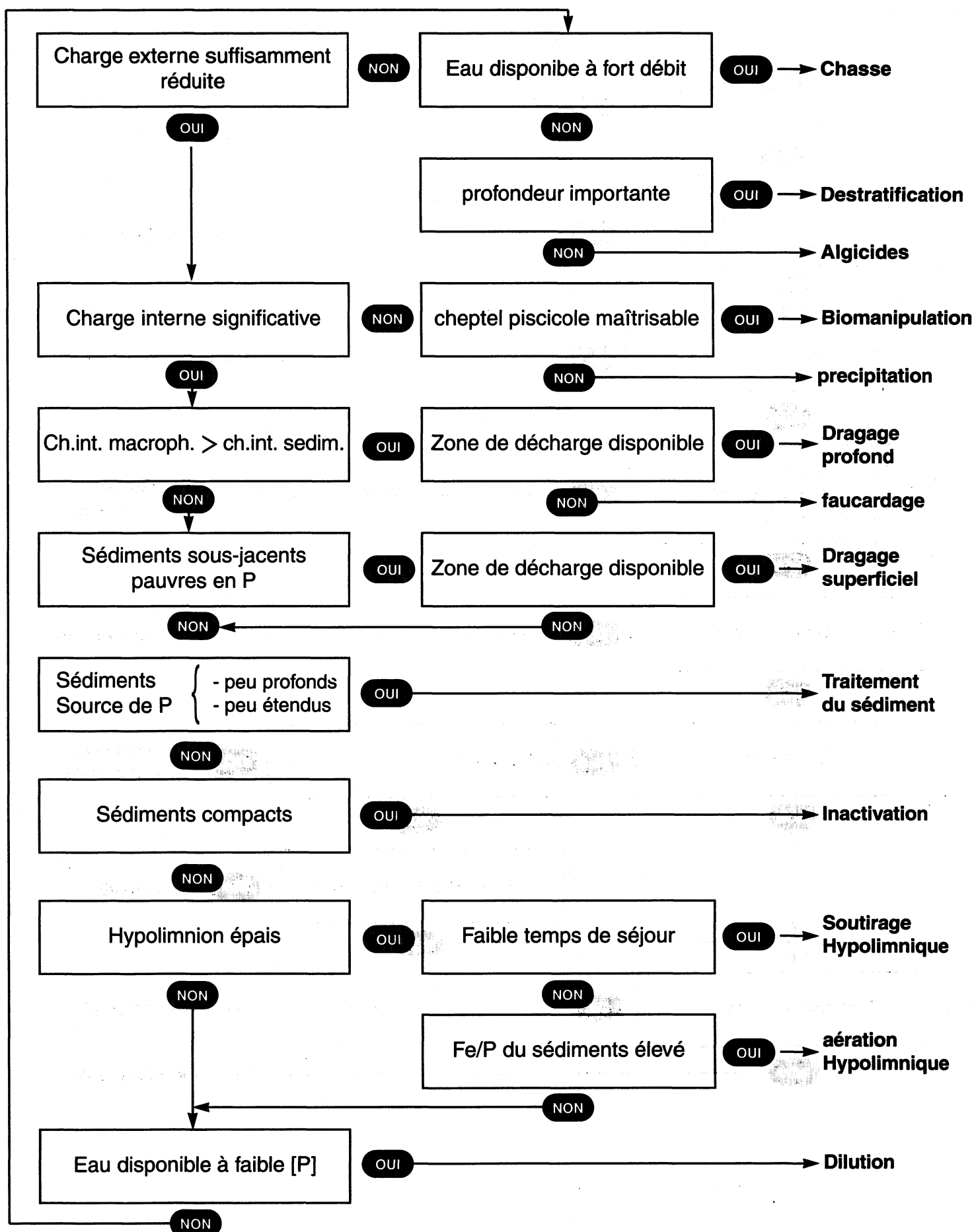
Les caractéristiques intrinsèques des techniques qui viennent d'être résumées sont utilisées dans le cadre d'un processus décisionnel qui fait également intervenir des caractéristiques du plan d'eau ainsi que des principes fondamentaux qui font préférer certains types d'intervention à d'autres :

- intervention sur la source de phosphore (traiter la cause) > intervention sur la végétation (traiter l'effet)
- extraction > traitement sur place
- contrôle physique > élimination biologique > destruction chimique.

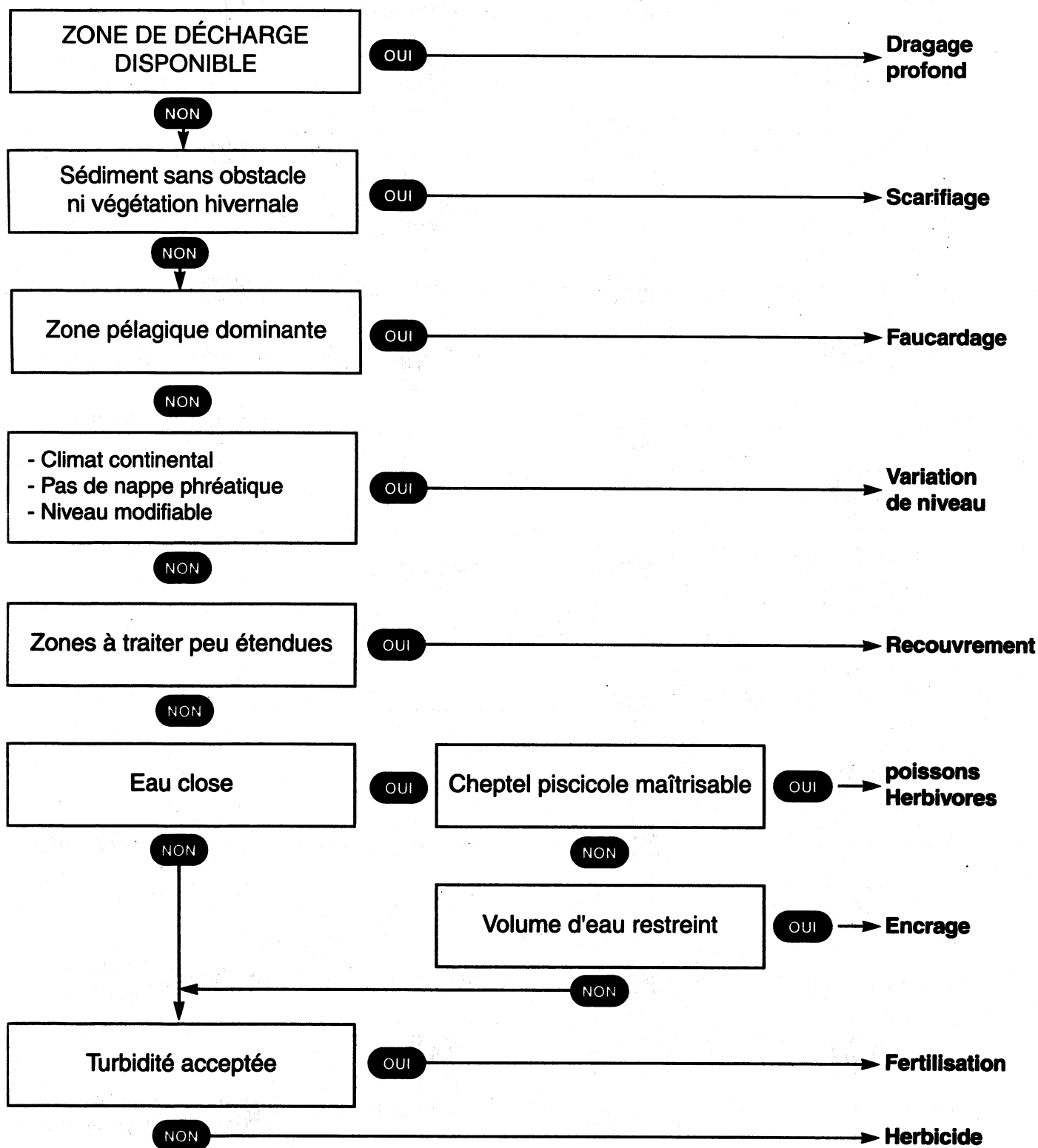
Les figures 73 et 74 proposent des clés décisionnelles applicables à chaque type de problème. Pour ne pas compliquer le schéma, les interactions d'exclusion réciproque entre algues et macrophytes n'ont pas été représentées. Seul figure le rôle des macrophytes comme source potentielle de charge interne dans les problèmes d'algues. La lecture de ces figures suscite les commentaires suivants :

- un problème de macrophytes se traitant au niveau des organismes plutôt qu'à la source, la clé décisionnelle est plus simple que celle des problèmes d'algues ;
- à l'inverse, un problème d'algues se traitant de préférence à la source, la clé décisionnelle comporte les questions qu'il convient de se poser à ce niveau :
 - * la charge externe a-t-elle été suffisamment réduite ?
 - * la charge interne est-elle importante ?
 - * la charge interne provient-elle des macrophytes ou des sédiments ?
 - * les sédiments situés à plus de 50 cm de profondeur sont-ils suffisamment pauvres en P pour qu'il soit profitable de les mettre à nu ?
- si, pour résoudre un problème d'algues, les techniques chargées de neutraliser l'action des sédiments en place ne peuvent pas être appliquées, on est ramené à la situation équivalente à celle d'un plan d'eau dont la charge externe n'a pas été suffisamment réduite.

PROBLEME D'ALGUES



PROBLEME DE MACROPHYTES



23. ET S'IL FALLAIT CONCLURE

Comme on a pu le constater à la lecture de ces quelques pages, les moyens d'intervenir sur les plans d'eau ne manquent pas et on peut s'attendre à ce que de nouveaux apparaissent à mesure que progressent le savoir, le besoin et... la pollution. Constat rassurant, apte en tout cas à consolider la confiance que l'on accorde généralement au progrès scientifique et technique pour résoudre les problèmes d'environnement en général et de pollution de l'eau en particulier.

Il faut cependant reconnaître que même si certaines techniques s'attaquent à des superficies et à des volumes de plus en plus grands, seuls les plans d'eau de dimensions modestes restent à portée de traitement. Mais à force d'y injecter de l'air, de la craie, du cuivre, des bactéries, d'y récolter des scirpes ou des jacinthes, ces petits plans d'eau ne risquent-ils pas de ressembler à des lagunes d'épuration voire à des STEP... plages et plongeoirs en plus ? A moins qu'on ne les laisse se dégrader comme les grands lacs et les mers que les dimensions mettent à l'abri des traitements mais pas de la pollution, voyant alors leur rôle de dépotoir se confirmer au fil des années.

STEP ou dépotoir, tel est le destin des eaux stagnantes si on n'intervient pas avant, à l'amont, sur le bassin versant. On a vu que les nuisances causées par le végétal aquatique étaient acceptables tant que la concentration en phosphore ne dépassait pas quelques dizaines de microgrammes par litre et qu'au delà de quelques centaines, la situation devenait insupportable. Cet impératif peut sembler sévère compte tenu de ce que charrient les eaux de surface et de ce qu'imposent les normes de qualité uniquement intéressées par l'aspect sanitaire (niveau guide = $174 \mu\text{g.l}^{-1}$; concentration maximale admissible = $2180 \mu\text{g.l}^{-1}$!). Il ne faut cependant pas oublier qu'une eau naturelle, espèce en voie de disparition, titre moins de $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ de P : se donner comme objectif 4 à 5 fois cette valeur ne devrait pas représenter une tâche surhumaine surtout quand on connaît l'extrême facilité qu'a le phosphore à se fixer par voie biologique aussi bien que physico-chimique. Par ailleurs, si l'on veut préserver la santé du milieu récepteur ultime, la mer et offrir aux populations aval autant qu'aux générations à venir la possibilité de créer des réserves d'eau de surface de qualité, il est impératif de ne pas dépasser ce seuil, en tout point du réseau hydrographique, et pas seulement dans les eaux stagnantes en dérivant ou en déphosphatant les effluents et les affluents qui y pénètrent. D'ailleurs ces deux moyens de prévenir la pollution phosphorée ne sont guère satisfaisants. Le premier ne fait que transférer le phosphore, à l'aval du lac à protéger. Quant au second non seulement il ne fait que le transformer, généralement sous forme de boues, mais il induit simultanément des pollutions secondaires si bien que le succès remporté localement à court terme s'accompagne d'un échec global à long terme, d'autant plus inévitablement que la pollution initiale est plus forte et qu'elle est mieux traitée.

La seule façon de sortir de l'impasse est de gérer le phosphore à « l'économie »

- en limitant son utilisation aux seuls cas où il est indispensable c'est-à-dire ceux qui mettent en oeuvre des processus vitaux où, à la différence des lessives, le phosphore n'a pas de produits de substitution (cf. molécules d'ADP, ATP, phospholipides...)

- en recyclant le plus immédiatement possible ce qui provient de son utilisation

- en immobilisant les excédents du recyclage, s'il y en a, de manière à éviter toute fuite vers le réseau hydrographique tout en laissant la possibilité d'y accéder pour le jour où les réserves géologiques ne seront plus exploitables (pour des raisons économiques, techniques voire politiques).

Simultanément et encore plus impérativement, ce sont les ressources en eau qu'il convient de gérer de sorte que le « tout à l'égout » soit l'exception plutôt que la règle et que « l'eau, source de vie » soit autre chose qu'un slogan publicitaire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BARROIN G., 1981. Sediment treatment for phosphorus inactivation. Restoration of lakes and inland waters. EPA 440/5-81-010, 115-118.
- BARROIN G., 1989. Conflits d'usage ou plages de qualité ? Colloque IGGE : La gestion environnementale des plans d'eau, 13 p.
- BEL R., ORAND A., 1997. Dispositif de dragage du port de Nernier (Haute-Savoie). Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA, 3 p.
- BERNHARDT H., CLASEN J., 1985. Recent developments and perspectives of restoration for artificial basins used for water supply. International congress : lake pollution and recovery. Rome 15th-18th April 1985. EWPCA/ANDIS. Proceedings, 292-307.
- COOKE G.D., WELCH E.B., PETERSON S.A., NEWROTH P.R., 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. Second Edition Lewis Publishers, 548 p.
- FLÖGL MH, FLÖGL W., 1985. O-ring collectors. International congress : lake pollution and recovery. Rome 15th-18th April 1985. EWPCA/ANDIS. Proceedings, 227-242.
- FRERE M.H., WOOLHISER D.A., CARO J.H., STEWART B.A., WISCHMEIER W.H., 1977. Control of non point water pollution from agriculture : some concepts. J. Soil Water Conserv. 32/6, 260-264.
- GASPERINO A.F., BECKWITH M.A., KEIZUR G.R., SOLTERO R.A., NICHOLS D.G., MIRES J.M., 1980. Medical lake improvement project : success story. Restoration of lakes and inland waters. EPA-440/5-81-010, 424-428.
- GIBBONS Jr H.L., FUNK W.H., 1983. A few pacific northwest examples of short-term lake restoration successes and potential problems with some techniques. Lake restoration, protection and management. EPA 440/5-83-001, 4-7.
- GILES M.L., 1988. Destratifier is a mechanical alternative to chemical treatment. Water survey currents. Illinois State Water Survey, 3 (16), 1 p.
- GOLDMAN C.R., HORNE A.J., 1983. Limnology. McGraw-Hill Book Company, 464 p.
- JAEGER D., 1990. Tibeau a new hypolimnetic water aeration plant. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24, 184-187.
- JOHNSON R.J., 1980. Our nation's lakes. EPA 440/5-80-009, 58 p.
- JONES R.A., LEE G.F., 1986. Modélisation de l'eutrophisation pour la gestion de la qualité des eaux : extension du modèle de Vollenweider. OCDE. Bulletin de la qualité des eaux. La gestion de l'eau. Environnement Canada, 11 (2), 68-75.
- KLAPER H., 1992. Calcite covering of sediments as a possible way of curbing blue-green algae. Eutrophication : research and application to water supply. Ed. D.W. Sutcliffe and J.G. Jones. Freshwater Biological Association, 107-111.
- KORTMANN R.W., CONNERS M.E., KNOECKLEIN G.W., BONNELL C.H., 1988. Utility of layer aeration for reservoir and lake management. Lake and reservoir management, 4 (2), 35-50.

- LANDRY A., 1977. Méthodes de restauration des plans d'eau. Rapport Ministère des Richesses Naturelles. Direction de l'aménagement. Groupe Conseil en Ecologie, Québec, 67 p.
- LAVERTY J., 1990. Techniques de restauration de la qualité des eaux des lacs et retenues. L'eau, l'industrie, les nuisances, 139, 7 p.
- LORENZEN M., FAST A., 1977. A guide to aeration/circulation techniques for lake management. EPA-600/3-77-004, 126 p.
- MURPHY T., MAWHINNEY M., SAVILLE H., MAUER R., SMITH D., SMITH G., 1990. Do it yourself dredging that works. Lake line, May 1990, 2-3.
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. OCDE Paris, 164 p.
- OLEM H., FLOCK G., 1990. The lake and reservoir restoration guidance manual. Second Edition. EPA 440/4-90-006, 326 p.
- OSKAM G., VAN BREEMEN L., 1992. Management of Biesbosch Reservoirs for quality control with special reference to eutrophication. Eutrophication : research and application to water supply. D.W. Sutcliffe and J.G. Jones Eds. Freshwater Biological Association 1992, 197-213.
- RIGOUARD A., BRANDEL E., 1985. Technologie de l'injection d'oxygène pur dans les retenues d'eau de grande profondeur. Exemple de la retenue du Gouet, Saint Briec. Techniques et Sciences Municipales, avril 1985, 4 p.
- RIPL W., 1981. Lake restoration methods developed and used in Sweden. Restoration of lakes and inland waters. EPA 440/5-81-010, 495-500.
- SAS H., 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading : expectations, experiences, extrapolations. St Augustin : Academia - Verl. Richarz., 497 p.
- SCHAUMBOURG F.D., 1975. Nature. An important factor in management of the total environment. Progress in water technology. 7/2, 121-126.
- WELCH E.B., 1981. Research and development. The dilution/flushing technique in lake restoration. EPA-600/3-81-016, 13 p.

ABREVIATIONS

ADP, ATP = adénosine diphosphate, adénosine triphosphate (molécules organiques phosphorées à la base du métabolisme énergétique).

AEP = alimentation en eau potable

BV = bassin versant

MES = matière en suspension

MO = matière organique

PVC = chlorure de polyvinyl (matière plastique)

PMC = profondeur maximale de colonisation

STEP = station d'épuration

Z max. = profondeur maximale

Z moy. = profondeur moyenne

GLOSSAIRE

algues : végétaux chlorophylliens généralement aquatiques ne possédant pas de tissus différenciés et par conséquent pas de racines ni de tige ni de feuilles. Imperceptibles à l'oeil nu à l'état unicellulaire, d'où leur nom de microphytes, elles sont visibles une fois groupées en colonies ou associées en filaments ; certaines sont fixées, d'autres flottent librement dans l'eau (phytoplancton).

amictique : se dit d'un lac qui ne se mélange jamais, dont la stratification est permanente.

aphotique (zone) : zone où il n'y a pas assez de lumière pour soutenir une activité photosynthétique significative.

bassin versant (d'un lac) : aire à caractère hydrologique limitée par le contour à l'intérieur duquel l'eau précipitée se dirige vers le lac ; si le sol est imperméable les limites du bassin versant sont définies topographiquement par la ligne de crête qui le sépare du bassin versant voisin ; pour les sols perméables le bassin versant hydrologique peut différer du bassin topographique ; synonymes : ligne de partage des eaux, bassin de drainage.

benthique : qualifie ce qui concerne le fond d'un plan d'eau (ou d'un cours d'eau) comprenant le sédiment et l'interface eau-sédiment.

benthophage : qui consomme le benthos.

benthos : ensemble des organismes vivant dans la zone benthique.

bioadditif : produit composé en tout ou partie d'organismes vivants ou revivifiables, en général des bactéries, et ajouté dans le milieu pour y traiter certaines nuisances ; les organismes peuvent être libres ou fixés sur un substrat, en général de la craie ou du sulfate d'alumine (biofixation).

bloom (algal) : emprunté à l'anglais pour désigner une croissance du phytoplancton à caractère explosif et monospécifique entraînant une brusque diminution de la transparence et le recouvrement de la surface par une couche gluante diversement colorée en fonction des espèces ; on utilise également le terme de « fleur d'eau » au risque de confondre avec les fleurs des plantes aquatiques (nénuphars, renoncules...) ; les termes de « floraison » et d'« efflorescence » que l'on rencontre parfois sont impropres.

cestode : ver plat parasite.

chaleur latente : quantité de chaleur nécessaire pour qu'une substance subisse un changement de phase : fusion, vaporisation...

chaleur spécifique : quantité de chaleur nécessaire pour élever de 1°C la température d'un corps dont la masse est égale à l'unité.

charge externe : quantité totale d'un élément, d'une substance, d'un matériau... déchargée dans un lac en provenance de son bassin versant et de l'atmosphère ; généralement calculée sur une base annuelle et rapportée à l'unité de surface du lac.

charge interne : quantité totale d'un élément, d'une substance, d'un matériau... déchargée dans un lac en provenance des sédiments et des macrophytes ; généralement calculée sur une base annuelle et rapportée à l'unité de surface du lac.

characées : algues vertes benthiques munies de structures qui, ressemblant à des tiges, des feuilles et des racines leur donnent l'aspect de plantes supérieures ; reconnaissables à leur odeur musquée et à leur toucher rugueux et cassant dû à un dépôt de carbonate de calcium, elles forment des prairies profondément submergées et fixées ; inféodées aux eaux calcaires transparentes, leur prolifération crée rarement des nuisances ; au contraire, elles stabilisent les sédiments, constituent un bon habitat pour les poissons et empêchent la prolifération d'autres plantes plus nuisantes ; synonyme : charophycées.

chélation : formation d'un composé (chélate) dans lequel un atome métallique est pris « en pince » entre les extrémités électronégatives de radicaux organiques.

chlorophycées : vaste classe d'algues dont la couleur verte est due à la chlorophylle ; elle comprend des espèces unicellulaires aussi bien que coloniales ou filamenteuses, simples ou ramifiées ; certaines munies de flagelles sont capables de se déplacer activement.

chlorophylle : pigment vert qui, présent dans les végétaux, dont les algues, leur permet de pratiquer la photosynthèse c'est-à-dire de synthétiser des sucres à partir du gaz carbonique et de l'eau, l'énergie étant fournie par la lumière ; la chlorophylle (a) en est un type présent dans toutes les algues de façon approximativement proportionnelle à leur biomasse.

complexation : formation d'un composé (complexe) dans lequel un ion ou un atome, ou plusieurs, est lié à un certain nombre d'ions ou de molécules, minérales ou organiques.

convection : mouvement vertical d'un fluide provoqué par des différences de température ; s'oppose à l'« advection » qui est un mouvement de direction quelconque provoqué par des causes autres que thermiques.

Coriolis (Gaspard) (1792-1843) : ingénieur et mathématicien français qui a mis en évidence la force qui porte son nom ; force de déviation due à la rotation de la terre et qui s'exerce sur les corps en mouvement à la surface de celle-ci ; dans l'hémisphère nord elle dévie les courants vers la droite quand on regarde dans la direction du courant (vers la gauche dans l'hémisphère sud).

courant de densité : eau d'une certaine densité s'écoulant au dessus, ou au dessous, d'une eau de densité différente, la différence de densité pouvant être due à une différence de température aussi bien que de concentration en matières en suspension ou en solution.

cyanobactéries : vaste classe d'organismes dont certaines caractéristiques les rapprochent des bactéries mais qui, fondamentalement, pratiquent la photosynthèse, comme les algues, grâce à la chlorophylle ; leur couleur varie du bleu vert au rouge en passant par le vert, le brun... en raison de pigments complémentaires ; certaines espèces sont capables de fixer l'azote moléculaire ; benthiques elles donnent aux vases des eaux stagnantes leur odeur *sui generis* et communiquent aux poissons le « goût de vase » ; planctoniques leur pullulation aboutit à former en surface une couche gluante qu'on appelle la fleur d'eau ou bloom en anglais ; synonymes : cyanophycées, algues bleues.

défécation : en chimie, élimination des impuretés d'un liquide.

déversoir d'orage : ouvrage équipant les systèmes d'égouts unitaires, où les eaux claires (pluie, ruissellement urbain...) sont jointes aux eaux usées, de manière à ce qu'en cas d'orage le trop plein soit déversé et n'aille pas « noyer » la station d'épuration.

diatomées : classe d'algues unicellulaires parfois réunies en colonies dont les cellules non flagellées sont entourées d'une enveloppe siliceuse, la frustule, diversement ornementée ; beaucoup d'entre elles sécrètent un mucilage qui, lorsqu'elles sont benthiques, leur permet d'adhérer au substratum et de tapisser les cailloux d'une gelée marron, et, lorsqu'elles sont pélagiques, de rester en colonies et de ralentir la sédimentation due au poids de leur frustule ; synonyme : bacillariophycées.

dimictique : se dit d'un lac qui se mélange deux fois dans l'année, au printemps et à l'automne.

dinophycées : classe d'algues moins abondantes dans le phytoplancton d'eau douce que dans le phytoplancton marin où certaines espèces sont responsables du phénomène de l'« Eau rouge » toxique ; le plus souvent unicellulaires et biflagellées elles possèdent certaines caractéristiques qui les rapprochent du monde animal, notamment beaucoup d'espèces sont dépourvues de pigments photosynthétiques et d'autres sont capables d'ingérer des proies ; synonyme : peridiniens.

diploïde : se dit des organismes dont les cellules ont deux lots chromosomiques, c'est-à-dire dont le nombre de chromosomes est égal à celui de l'oeuf fécondé ; les poissons sont naturellement diploïdes.

épilimnion : couche d'eau plus chaude qui s'installe à la surface d'un lac au cours de la stratification estivale ; relativement homogène en température car bien mélangée elle s'étend de la surface jusqu'au métalimnion.

état trophique : degré d'eutrophisation d'un lac ; on distingue cinq états trophiques : ultraoligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe, hypereutrophe ; l'état trophique peut se caractériser par la concentration en phosphore, la concentration en chlorophylle (a), la transparence, la biomasse de macrophytes, la concentration en oxygène de l'hypolimnion ;. synonyme : statut trophique.

euphotique (zone) : zone où il y a assez de lumière pour soutenir une activité photosynthétique significative ; elle s'étend jusqu'à une profondeur où ne pénètre plus que 1 % de la lumière qui atteint la surface.

eutrophe : vient du grec « bien nourri » ; qualifie une eau riche en phosphore, développant une intense activité photosynthétique et dotée d'une faible transparence.

eutrophisation : à l'origine désigne l'évolution naturelle de l'état oligotrophe vers l'état eutrophe au travers des divers paramètres qui caractérisent un état trophique et en relation avec le lent comblement de la cuvette lacustre ; par extension désigne l'évolution accélérée par l'homme indépendamment du lent comblement naturel de la cuvette ; cette dernière est appelée « eutrophisation artificielle » ou « anthropique » ainsi que « eutrophication », « dystrophisation », « hypertrophisation » ; en fait pour mettre en lumière la cause humaine de la nuisance et pouvoir agir « à la source » il convient d'utiliser le terme de « pollution » en le rapportant à l'élément incriminé, en l'occurrence les phosphates.

filamenteuses : se dit d'espèces algales dont les cellules sont attachées les unes aux autres pour former des filaments simples, ramifiés ou réticulés ; les algues filamenteuses démarrent en général leur croissance sur les bords ou au fond de plans d'eau transparents et la terminent en surface, portées par les bulles d'oxygène qu'elles produisent pour former des amas verdâtres plus ou moins compacts qu'on appelle des « mousses » ; peu appréciées par les baigneurs elles ne le sont pas non plus par les pêcheurs car elles s'accrochent aux filets et les rendent visibles au poisson.

flagellées : se dit d'espèces algales dont les cellules sont munies de un ou plusieurs filaments mobiles servant d'organe locomoteur.

fleur d'eau : voir « bloom algal ».

floc : nom donné aux flocons formés par l'agglomération de particules fines et colloïdales.

gradient : taux de variation d'une valeur (température, concentration...) en fonction d'une distance (profondeur...).

holomictique : se dit d'un lac dont le mélange est total.

hypereutrophe : qualifie une eau plus qu'eutrophe c'est-à-dire extrêmement riche en phosphore, et très peu transparente, ou l'activité photosynthétique est extrême, mais où l'activité respiratoire, également extrême, consomme tout l'oxygène dissous et met en péril la faune aérobie, dont les poissons et dont le phytoplancton est, en général, essentiellement constitué de cyanobactéries.

hypolimnion : masse d'eau froide présente au fond d'un lac pendant la stratification estivale ; elle s'étend du métalimnion jusqu'au fond.

ichtyophage : se dit d'un animal qui se nourrit de poissons ; synonymes : piscivore, carnassier (en milieu aquatique).

macrophytes ; végétaux de grande taille, visibles à l'oeil nu ; généralement enracinés et flottants, il y en a qui flottent librement sans être enracinés, d'autres qui sont enracinés et restent immergés ; ils comprennent des végétaux supérieurs qui ont des fleurs et produisent des graines mais aussi des mousses et des fougères ; on leur associe également les characées et parfois même les filamenteuses en amas ; ces « plantes aquatiques » constituent ce qu'on appelle des « herbiers ».

meromictique : se dit d'un lac dont le mélange n'intéresse que la partie supérieure, une thermocline permanente existant en profondeur.

mesotrophe : qualifie une eau moyennement riche en phosphore, développant une activité photosynthétique et dotée d'une transparence également moyennes.

metalimnion : dans un lac thermiquement stratifié, couche d'eau située entre l'épilimnion et l'hypolimnion caractérisée par l'existence d'un fort gradient de température, de densité et de viscosité ; il contient la thermocline ; sa forte résistance au mélange fait qu'il isole l'hypolimnion des perturbations venant des couches supérieures ; les forts gradients de densité et de viscosité font que les particules qui sédimentent ralentissent en le traversant ce qui lui donne un caractère de « sédiment intermédiaire ».

microphytes : végétaux de petite taille, invisibles à l'oeil nu, ce qui correspond aux algues planctoniques (phytoplancton) et aux algues attachées.

monomictique : se dit d'un lac qui ne se mélange qu'une fois dans l'année, en hiver.

niveau trophique : niveau occupé dans la pyramide trophique.

oligomictique : se dit d'un lac qui se mélange une fois toutes les x années.

oligotrophe : vient du grec « peu nourri » ; qualifie une eau pauvre en phosphore, développant une faible activité photosynthétique et dotée d'une transparence élevée.

pélagique : qualifie ce qui concerne la pleine eau par opposition à « littoral ».

pH : valeur qui quantifie l'état acide ou basique d'un milieu.

pharyngiennes (dents) : grosses dents qui, plantées dans le pharynx des carpes herbivores, leur permettent de couper et de broyer des végétaux durs et fibreux.

photosynthèse : chez les végétaux et certaines bactéries, processus utilisant l'énergie lumineuse pour transformer le gaz carbonique et l'eau en sucres.

phytophage : se dit d'un animal qui se nourrit de matière végétale.

phytoplancton : plancton végétal.

plancton : ensemble des organismes pélagiques ou littoraux à la mobilité limitée, flottant au gré des courants : on distingue le phytoplancton (végétal) du zooplancton (animal).

plante aquatique : voir macrophyte.

polymictique : se dit d'un lac qui se mélange plusieurs fois dans l'année au gré des aléas météorologiques.

potentiel redox : valeur qui quantifie l'état oxydé ou réduit d'un milieu.

production primaire : quantité de matériel végétal produit pendant un laps de temps donné.

pyramide trophique : représentation graphique du rapport en nombre, en masse ou en énergie entre la proie de base (producteurs primaires = végétaux) et les prédateurs successifs (herbivores, carnivores, carnassiers) ; la forme pyramidale est due au fait que le critère pris en compte diminue à mesure qu'on gravit les niveaux de la pyramide depuis les producteurs primaires à la base jusqu'aux prédateurs ultimes au sommet.

réseau trophique : ensemble des relations relatives à la nutrition qui associent entre eux les divers organismes vivants d'un écosystème.

Secchi (Angelo) (1818-1878) : jésuite et astronome italien ; a donné son nom au disque métallique de 20 cm de diamètre, peint en blanc que l'on immerge dans l'eau jusqu'à sa disparition, la profondeur de disparition servant à évaluer la transparence de l'eau.

seiche : oscillation libre de l'eau d'un lac sous l'effet de forts coups de vent ou de variations brutales de la pression atmosphérique ; les seiches s'enregistrent au niveau de la surface mais également au niveau de la thermocline.

séparatif (réseau) : réseau d'égout où les eaux claires (pluie, ruissellement urbain...) sont collectées, véhiculées et traitées indépendamment des eaux usées.

temps de séjour hydraulique : par définition, laps de temps moyen qui s'écoule entre le moment où un volume élémentaire d'eau pénètre dans le lac et le moment où il le quitte ; se conçoit comme le laps de temps nécessaire pour remplacer toute d'eau d'un lac par un volume égal d'eau « nouvelle » ; se calcule comme le laps de temps nécessaire pour vider tout le lac selon un débit égal au débit de sortie supposé égal à la somme des débits entrés.

thermocline : plan horizontal situé dans le métalimnion à la profondeur où le gradient de température est maximal.

transparence : mesure de la profondeur à laquelle disparaît un disque de Secchi immergé.

triploïde : se dit des organismes dont les cellules ont trois lots chromosomiques au lieu de deux.

trophogène (zone) : zone où est produite la matière organique ; équivaut approximativement à la zone euphotique.

tropholytique (zone) : zone où est détruite la matière organique, équivaut approximativement à la zone aphotique.

ultraoligotrophe : qualifie une eau moins qu'oligotrophe c'est-à-dire extrêmement pauvre en phosphore développant une activité photosynthétique extrêmement faible et dotée d'une transparence très élevée.

unitaire (réseau) : réseau d'égout où les eaux claires (pluie, ruissellement urbain...) sont introduites dans les canalisations d'eaux usées pour être véhiculées et traitées simultanément.

zooplancton : plancton animal.

zooplanctophage : se dit d'un animal qui se nourrit de zooplancton ; synonyme : planctonophage, planctivore.

OUVRAGES A CONSULTER

LIMNOLOGIE GENERALE

POURRIOT R., MEYBECK M., 1995. Limnologie générale. Masson, 956 p.

GOLDMAN C.R., HORN A.J., 1983. Limnology. Mc Graw-Hill Book Company, 464 p.

WETZEL R.G., 1975. Limnology. W.B. Saunders Company, 743 p.

LIMNOLOGIE APPLIQUEE

RYDING S.O., RAST W., 1993. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson, 294 p.

COOKE G.D., WELCH E.B., PETERSON S.A., NEWROTH P.R., 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. Second Edition, Lewis Publishers, 548 p.

OLEM H., FLOCK G., 1990. The lake and reservoir restoration guidance manual. Second Edition, EPA 440/4-90-006, 326 p.

Lake Line, revue de la North American Lake Management Society. P.O. Box 5443 Madison, WI 53705-5443 (USA).

ANNEXES

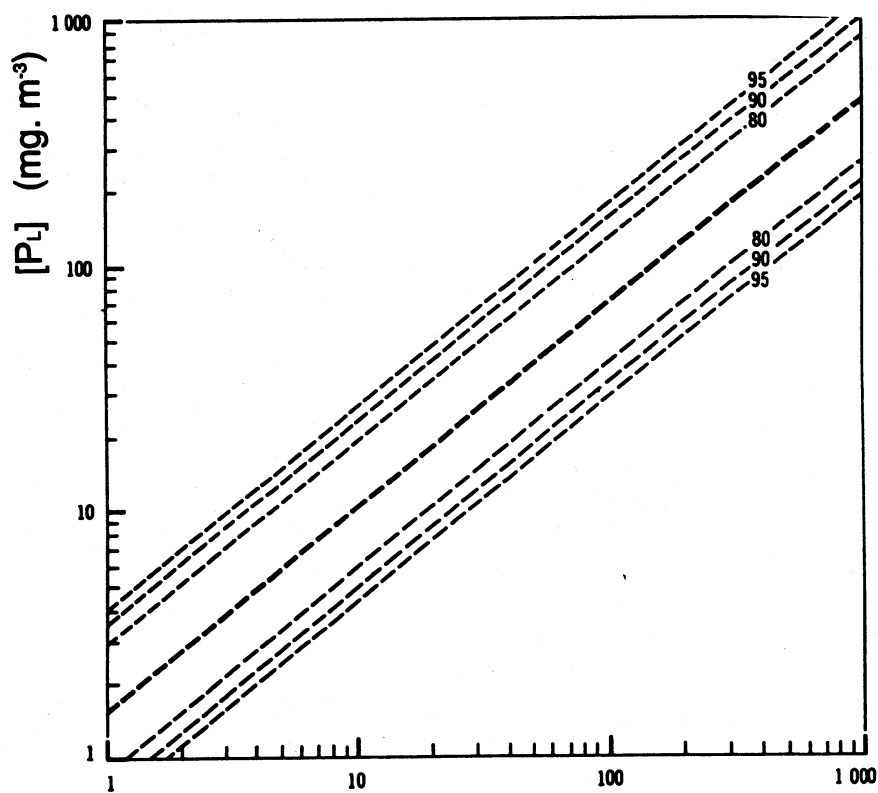


Fig. 17. $[P_L] = 1,55 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,82}$ (OCDE, 1982).

$[P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

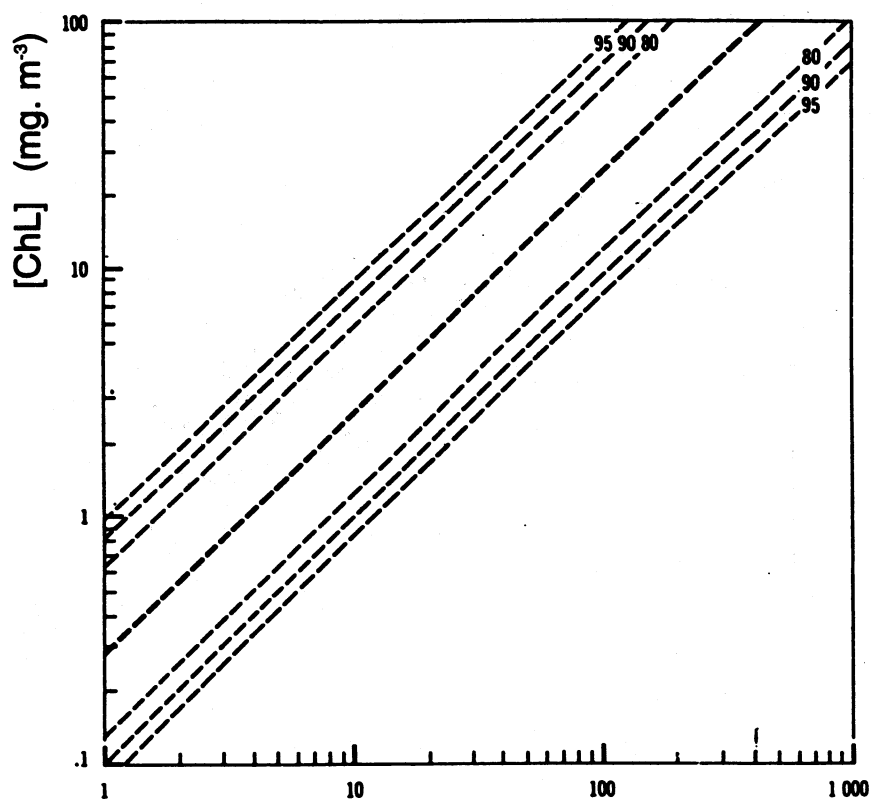


Fig. 18. $[ChL] = 0,28 [P_L]^{0,96}$ (OCDE, 1982).

$[P_L]$ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

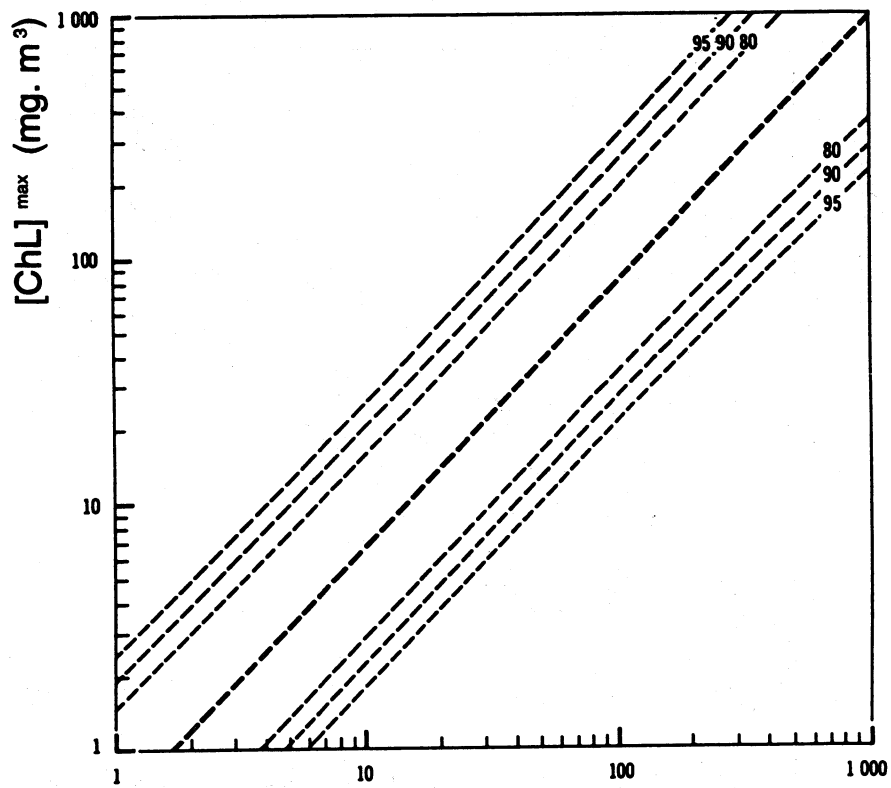


Fig. 19. $[\text{ChL}]^{\text{max}} = 0,64 [\text{P}_L]^{1,05}$ (OCDE, 1982).

$[\text{P}_L]$ (mg. m⁻³)

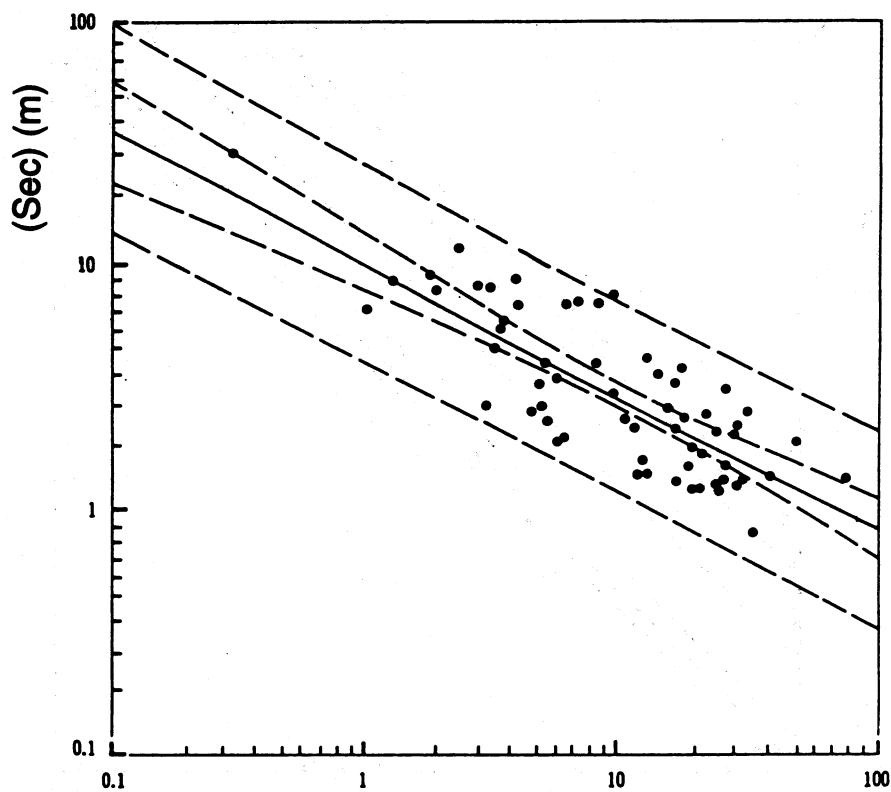


Fig. 20. $(\text{Sec}) = 9,33 [\text{ChL}]^{0,51}$ (OCDE, 1982).

$[\text{ChL}]$ (mg. m⁻³)

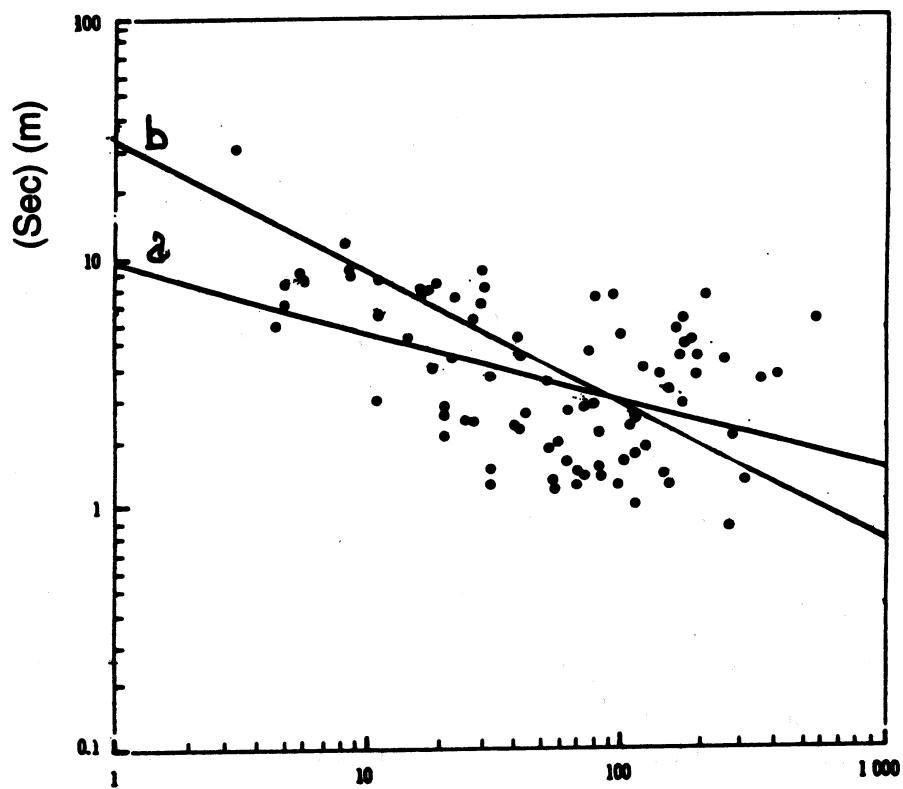


Fig. 21 . a) $(\text{Sec}) = 9,77 [P_L]^{-0,28}$.
b) $(\text{Sec}) = 35,2 [P_L]^{-0,55}$ (OCDE, 1982).

$[P_L]$ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

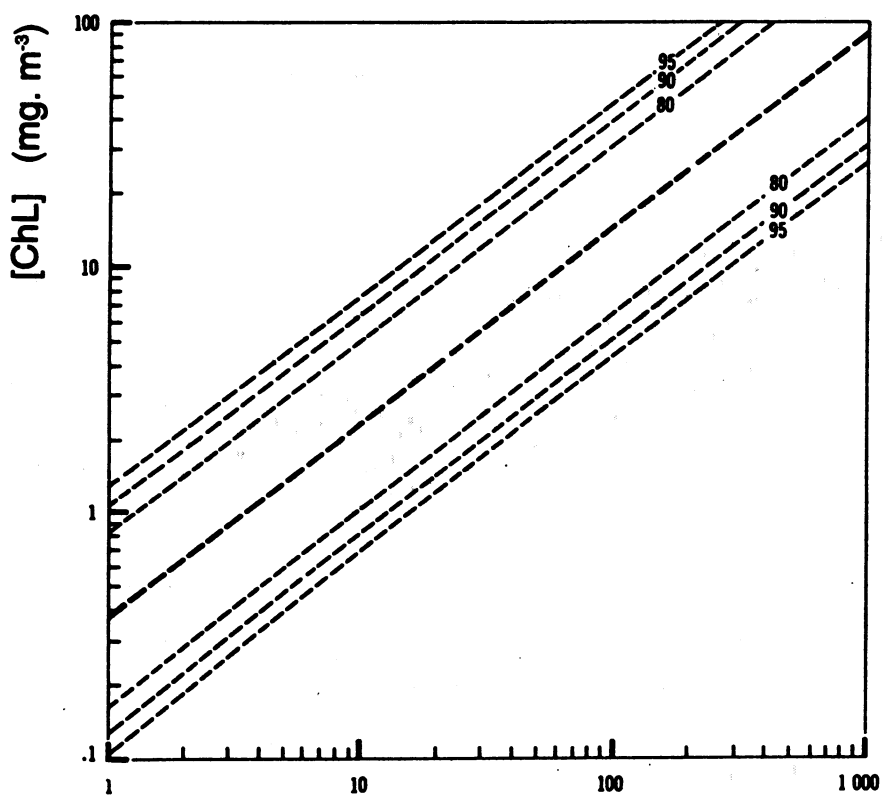


Fig. 22 . $[\text{ChL}] = 0,37 ([P_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,79}$ (OCDE, 1982).

$[P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

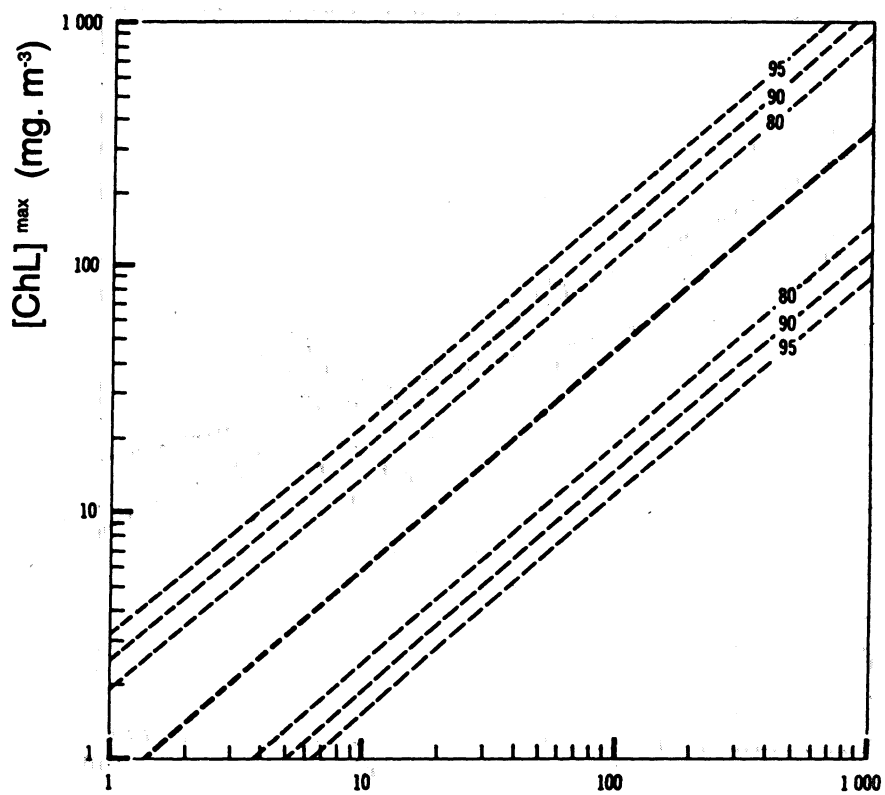


Fig. 23. $[\text{Chl}]^{\text{max}} = 0,74 ([\text{P}_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{0,89}$ (OCDE, 1982).

$[\text{P}_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

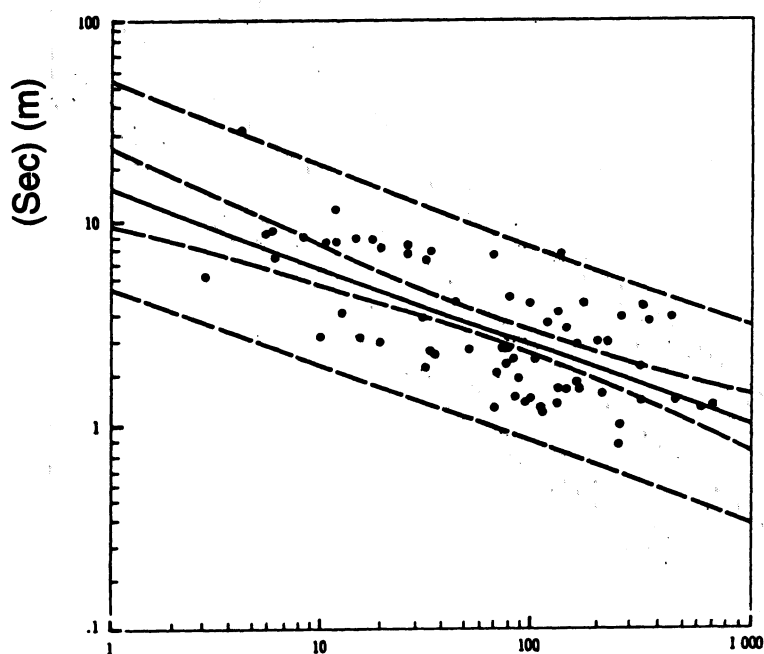


Fig. 24. $(\text{Sec}) = 14,7 ([\text{P}_A] / (1 + \sqrt{\tau}))^{-0,39}$ (OCDE, 1982).

$[\text{P}_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)