

## Annexes

- 132 ■ Annexe I - Note de projet de l'expertise collective sur l'impact cumulé des retenues
- 138 ■ Annexe II - Liste des experts
- 139 ■ Annexe III - Influence d'une retenue isolée sur les paramètres participant à la qualité physico-chimique de l'eau



## Annexe I

# Note de projet de l'expertise collective sur l'impact cumulé des retenues

### Contexte

En 2008, une réforme visant à résorber les déficits quantitatifs dus aux prélèvements d'eau a été introduite. Dans tous les bassins en déficit quantitatif, il a été demandé aux préfets de déterminer le **volume prélevable**, tous usages confondus, garantissant le bon fonctionnement des milieux aquatiques correspondants et donc le respect **huit années sur dix des débits objectifs d'étiage (DOE)**, et de réviser les autorisations de prélèvement pour que le volume total autorisé soit au plus égal au volume prélevable d'ici fin 2014, 2017 ou 2021 selon les bassins.

Une circulaire du 3 août 2010 relative à la résorption des déséquilibres quantitatifs en matière de prélèvements d'eau a précisé que le retour à l'équilibre quantitatif dans les bassins à écart important (écart entre le volume prélevé en année quinquennale sèche et volume prélevable supérieur à un seuil de l'ordre de 30 %) reposerait sur un ensemble de mesures visant à **encourager les économies d'eau et à créer, sous certaines conditions, de nouvelles ressources (c'est-à-dire des retenues)**.

Dans certains bassins (en particulier Adour-Garonne, Loire-Bretagne et Rhône-Méditerranée-Corse), l'aboutissement de la réforme de la gestion quantitative de l'eau est conditionné à la mise en place de nouvelles **réserves de substitution**. Celles-ci sont envisagées dans des bassins versants qui sont en général déjà pourvus d'une grande variété d'ouvrages installés directement sur les cours d'eau ou à proximité : retenues collinaires alimentées par le ruissellement des eaux et déconnectées des cours d'eau, retenues construites sur les cours d'eau, réserves situées hors cours d'eau et alimentées par pompage en rivière ou dérivation ou nappe, etc. Seuls les ouvrages déconnectés des cours d'eau et remplis en dehors de la période de tension par pompage en rivière ou nappe sont considérés comme des réserves de substitution.

À la demande des services déconcentrés de l'État et des acteurs directement concernés, la direction de l'eau et de la biodiversité a publié en novembre 2011 un guide dont l'objectif est d'apporter un appui juridique propre à éviter les erreurs de procédure portant sur la légalité externe (forme et procédure) dans les dossiers de construction de retenues. Ce guide rappelle que la notice d'incidence à fournir par le pétitionnaire dans son dossier de **déclaration ou d'autorisation doit prendre en compte l'impact cumulé des ouvrages en projet**. Cette obligation est également précisée à l'article R122-5 du code de l'environnement (modifié par le décret n°2011-2019 du 29 décembre 2011 relatif aux études d'impact). Le guide précise également que certains **SDAGE ont pris des dispositions demandant aux services de l'État de s'assurer que l'impact cumulé de l'ensemble des retenues présentes sur un bassin est bien pris en compte lors de l'instruction du projet**. La compatibilité du projet avec le SDAGE pourra donc nécessiter une évaluation de l'impact cumulé du ou des projets de retenues avec les retenues déjà existantes dans le bassin concerné.

À l'heure actuelle, la question de l'impact cumulé d'ouvrages de stockage successifs sur un même bassin versant est mal appréhendée tant par les services chargés de l'instruction des projets d'ouvrages que par les pétitionnaires eux-mêmes. **Aucune méthodologie n'a jusqu'à présent été mise en place au niveau national mais le sujet prend de l'ampleur dans le cadre de la réforme des volumes prélevables.** La question devient d'autant plus cruciale que les dernières études disponibles sur l'évaluation des impacts du changement climatique montrent que celui-ci aura des impacts significatifs sur les régimes hydrologiques des cours d'eau et par conséquent sur le remplissage des ouvrages. Le changement climatique et le recul prévu de la limite d'enneigement risquent également de conduire à un accroissement du nombre des retenues pour neige de culture, dont l'impact sur le milieu pourrait devenir significatif dans les zones de montagne.

## Objectif de l'expertise

L'expertise a pour objectif de mettre à disposition des éléments méthodologiques opérationnels permettant d'améliorer la qualité des procédures d'instruction :

- améliorer les notices d'incidence et études d'impact élaborées par les pétitionnaires en vue d'évaluer l'impact cumulé généré par leur projet de retenue, compte tenu des ouvrages similaires déjà existants dans le bassin versant concerné. Il s'agit de définir des éléments méthodologiques permettant d'améliorer ces documents en tenant compte, si c'est pertinent, des contextes hydrogéographiques qui seront à organiser selon une typologie ;
- améliorer et faciliter l'évaluation par les services de police de l'eau de la qualité et de la pertinence des notices d'incidence et des études d'impact produites par le pétitionnaire, dans le cadre de son dossier de déclaration ou d'autorisation, en définissant notamment des critères d'analyse à prendre en compte.

L'un des enjeux essentiels de l'instruction des dossiers de création de retenues d'eau est de garantir la non-dégradation de la qualité des masses d'eau, obligation instaurée par la directive cadre sur l'eau. Le commanditaire de l'expertise, la direction de l'eau et de la biodiversité souligne qu'il ne s'agit pas de définir des potentiels d'équipement par bassin versant ni de donner des recommandations sur la gestion de la ressource.

Dans ce cadre, l'expertise sera centrée sur les connaissances, les moyens et méthodes de caractérisation et de quantification de l'impact supplémentaire engendré par la création d'une nouvelle retenue sur des bassins versants pouvant déjà être équipés de nombreuses retenues. Il s'agira donc de définir de quelle manière il est possible d'appréhender l'impact cumulé engendré par une nouvelle retenue, en tenant compte des impacts cumulés des retenues déjà existantes à l'échelle d'un bassin versant (aire de gestion cohérente des processus), sans limitation *a priori* sur la taille des bassins pouvant être considérés. L'expertise donnera donc également des éléments pour appréhender l'impact des retenues déjà présentes sur un bassin versant.

L'expertise n'a pas comme objectif d'aller jusqu'à l'élaboration de modèles de cahiers des charges ou d'outils directement opérationnels d'évaluation de l'impact cumulé (modèles). L'expertise permettra par contre de définir les champs de recherche et de développement nécessaire à développer pour élaborer ce type d'outil. De plus, elle rassemblera et mettra en perspective les éléments méthodologiques déjà mobilisables, probablement en s'appuyant sur une typologie des principaux milieux et situations rencontrés.

*L'expertise devra permettre également d'apporter des éléments de préconisations nécessaires à l'élaboration des SAGE et autres documents de planification concernant les politiques à mener sur la création de nouvelles retenues.*

Les impacts à prendre en compte concernent la totalité du cycle de vie de la retenue : construction, fonctionnement et entretien. Le champ de l'expertise doit couvrir les différents types d'impact en lien avec les différentes composantes du fonctionnement de l'état des masses d'eau prises en compte dans l'évaluation de l'état des eaux dans le cadre de la DCE :

- la physico-chimie (notamment nutriments, polluants et température) ;
- l'hydromorphologie (régime hydrologique, continuité sédimentaire et biologique, morphologie) ;
- la biologie (poissons, macro-invertébrés, flore, phytoplancton).

Les méthodes permettant d'évaluer les aspects relatifs à la sécurité des ouvrages existent déjà, et ce champ ne sera pas considéré dans l'expertise.

Tous les types de retenues déjà construites ou dont la construction est envisagée sont à considérer : notamment, les retenues directement sur le cours d'eau ou en dérivation, les retenues collinaires alimentées par ruissellement, les réserves de substitution alimentées par des pompes durant l'hiver en cours d'eau ou en nappe et probablement les retenues pour neige de culture (l'intégration de ces dernières sera soumise à réflexion).

## Pilotage de l'expertise

La mise en œuvre de l'expertise est confiée à Irstea qui l'organise en partenariat étroit avec l'Inra et en lien avec l'Onema, (maintenant Agence française pour la biodiversité). Dans ce cadre, le pilotage de l'expertise est confié à une chercheuse d'Irstea : Nadia Carlier. Irstea et l'Inra mettent en commun leurs compétences et les moyens humains nécessaires au bon déroulement de l'expertise afin notamment de constituer une équipe projet mixte permettant de faciliter le travail des experts (travail bibliographique, mise à disposition et archivage des documents, soutien logistique des réunions, visites et échanges, animation du groupe d'experts) et de garantir le suivi des règles de l'expertise. Un calage entre les deux établissements est nécessaire afin de garantir une homogénéisation des procédures. Les coûts de l'expertise sont pris en charge par Irstea sur la base d'un bilan financier provisionnel (frais de logistique des groupes et mobilisation des agents de l'équipe projet) dans le cadre de la convention Irstea-Onema.

## Organisation de l'expertise

L'expertise est organisée autour de 4 comités selon un schéma classique d'expertise collective.

### 1 - Un comité de pilotage dont le rôle est :

- de garantir le bon déroulement de l'expertise conformément à la commande et à ses objectifs ;
- de s'assurer de l'adéquation des compétences réunies dans le groupe d'experts avec les objectifs de l'expertise ;
- de faciliter le travail des experts au sein de leur institution ;
- de définir les modalités de diffusion et de communication des résultats de l'expertise.

Ce comité est constitué de représentants des institutions en charge de l'expertise (Irstea, Inra et Onema) et du commanditaire (DEB du ministère en charge de l'environnement). Ce groupe de pilotage se réunit au moment des étapes clefs de l'expertise et à la demande du pilote de l'expertise.

### 2 - Une équipe projet regroupe les personnes qui accompagnent le pilote du projet. Son rôle est :

- d'animer le groupe d'expertise en lien avec le pilote du groupe d'experts ;
- de procéder aux travaux bibliographiques nécessaires à l'expertise ;
- d'organiser les réunions et échanges du groupe d'experts et suivre leurs travaux ;
- de fournir la documentation assurant l'adéquation des compétences réunies dans le groupe d'experts avec les objectifs de l'expertise ;
- d'organiser et de mettre en œuvre la diffusion et la communication des résultats de l'expertise.

L'équipe projet est constituée d'un ingénieur de recherche, d'un ingénieur d'études et de plusieurs documentalistes.

### 3 - Un comité d'experts (Cf. annexe II, page 138) dont le rôle est d'élaborer les différents rapports d'expertise.

Ce comité d'experts est constitué d'un ensemble de spécialistes de différentes disciplines, présentant une forte composante en recherche appliquée. Afin de traiter de l'ensemble de la problématique, le comité d'experts réunira l'ensemble des compétences nécessaires (Cf. annexe II).

Chaque expert sera mandaté et recevra pour ce faire une lettre de mission.

### 4 - Un comité de suivi dont les objectifs sont :

- de veiller à la prise en compte de l'ensemble des enjeux opérationnels au démarrage de l'expertise ;
- de veiller à la complétude du rapport final du point de vue opérationnel ;
- de veiller à la lisibilité et l'opérationnalité du rapport final.

Ce comité de suivi sera constitué de personnes qualifiées issues des services de l'État et des établissements publics concernés par la problématique de la création des retenues, notamment en lien avec l'instruction des dossiers de demande de déclaration et/ou d'autorisation, l'élaboration des SDAGE et des SAGE :

- représentants du ministère en charge de l'écologie, direction de l'eau et de la biodiversité, commanditaire de cette expertise ;

- représentants des services déconcentrés du ministère en charge de l'écologie (DDT, DREAL), représentants des agences de l'eau, particulièrement concernées par cette problématique notamment les agences Adour-Garonne, Loire-Bretagne et Rhône-Méditerranée-Corse ;
- représentants de l'Onema (DG, DiR et SD).

## Déroulement et calendrier de l'expertise

Sans préjuger des réflexions qui seront conduites par le comité d'experts, plusieurs éléments méthodologiques paraissent indispensables à mettre en œuvre afin d'obtenir des résultats les plus opérationnels possible :

- exploiter au maximum des exemples de bassins équipés présentant suffisamment de données permettant le retour d'expériences ;
- partir de cas représentatifs, afin d'obtenir des résultats facilement généralisables. À cette fin, une typologie des cas les plus souvent rencontrés pourra être constituée en fonction des différents types d'ouvrage existant (associé à des modes de gestion notamment) et des différents contextes bio-géographiques dans lesquels sont rencontrés la plus grande majorité des cas (bassin Adour-Garonne, bassin Rhône-Méditerranée-Corse et une partie du bassin Loire-Bretagne) ;
- procéder à des interviews des parties prenantes et d'acteurs de la gestion. Ces interviews permettront d'intégrer dans la réflexion les parties prenantes et notamment les pétitionnaires et les bureaux d'étude mandatés pour élaborer les dossiers.

Pour une vision exhaustive à la fois des aspects scientifiques et des aspects opérationnels, l'expertise se déroulera en trois phases faisant chacune l'objet d'un ou plusieurs documents. Elles s'alimenteront successivement :

**Période préalable (février à août 2014) :** *acclimation du pilote à la problématique, premiers contacts avec des opérationnels. Identification des experts.*

**Phase 1** (septembre 2014 – avril 2015) : cette phase correspond à une phase exploratoire des questions opérationnelles. Elle a comme objectif de circonscrire l'ensemble des interrogations en se basant notamment sur des échanges avec les gestionnaires / acteurs opérationnels et l'analyse des pratiques déjà mise en œuvre et de la littérature opérationnelle disponible. Au final le rendu doit expliciter, au regard de la problématique et des pratiques déjà existantes, les éléments méthodologiques que l'on peut considérer comme acquis, les incertitudes et les points qui font divergence. Ce rendu doit permettre également de mettre en avant les bonnes pratiques. Cette phase doit enfin permettre de définir les champs scientifiques à investir pour progresser dans l'élaboration d'éléments méthodologiques dans les domaines où les acquis ne sont pas suffisants et ainsi de préparer la deuxième phase (élaboration des requêtes bibliographiques). Ce rendu présentera donc des premiers éléments opérationnels, mais sans analyse complète de la bibliographie internationale existante.

**Phase 2** (avril 2015 – mars 2016) : cette deuxième phase correspond à la mise en œuvre d'une expertise collective scientifique classique. Elle consiste à définir les acquis scientifiques et les champs de recherche nécessaires à développer sur la base de l'analyse de la bibliographie scientifique internationale. Cette phase est organisée sur la base des résultats de la première phase et permettra d'alimenter la dernière phase. Le rendu de cette phase correspond à un état de l'art de la recherche sur les différents points d'incertitude et de controverse identifiés lors de la première phase.

**Phase 3** (mars 2016 – décembre 2016) : cette troisième et dernière phase correspond à la constitution du document final. Il s'agit de concevoir un document le plus opérationnel possible, supporté par une analyse scientifique. Ce document devra au final faire le point sur :

- les bonnes pratiques déjà existantes ;
- les outils déjà existants pouvant être adaptés simplement pour répondre aux besoins ;
- les éléments de méthode pouvant améliorer les études d'impacts et leurs instructions ;
- les champs du savoir encore incertains ;
- des pistes de recherche et développement à développer permettant d'améliorer les pratiques à différentes échelles de temps.

## Les rendus de l'expertise et leur diffusion

La première phase de l'expertise fera l'objet d'un seul rapport qui aura pour objectifs de faire le point, du point de vue opérationnel, sur les acquis, les méthodes mobilisables et les méthodes mises en œuvre pour aborder l'impact cumulé des retenues dans les études d'impact ou notices d'incidence. Il visera aussi à identifier les connaissances qu'il sera nécessaire d'approfondir en deuxième phase ainsi que les domaines qu'il sera utile d'investir pour pouvoir ensuite élaborer des éléments méthodologiques qui permettront d'avancer sur cette problématique. La deuxième phase fera, quant à elle, l'objet de deux rendus différents, le premier correspondant au rapport complet de l'Esco, compilant les résultats des lectures menées par les experts dans chaque discipline et le second correspondant à un rapport de synthèse reprenant les points essentiels ressortant de ces lectures. Enfin, la troisième et dernière phase impliquera la rédaction d'un rapport proposant des éléments méthodologiques à destination des opérationnels.

Les modalités de diffusion de ces documents (ampleur, support, forme et accompagnement) ou d'extraits de documents devront être définies à l'issue de chaque phase. Une attention particulière sera portée à la diffusion des rendus de la phase 1 qui, par construction, pourront intégrer des résultats encore préliminaires.

Le rendu final fera l'objet de colloques de restitution dont le premier, ouvert à la société civile, avec une mise en débat des résultats, se déroulera à la fin de la deuxième phase. Trois autres séminaires de restitution régionaux à destination des opérationnels et bureaux d'étude pourront être organisés à la fin de la troisième phase dans chacun des grands bassins des trois agences de l'eau les plus concernées (Loire-Bretagne, Adour-Garonne, Rhône-Méditerranée-Corse).

## Constitution du comité d'experts

Le comité d'experts est composé de spécialistes de différentes disciplines, présentant une forte composante en recherche appliquée. Afin de traiter de l'ensemble de la problématique, le comité d'experts réunira des compétences listées ci-dessous.

### ■ Hydrologie des cours d'eau

Le ou les experts doivent pouvoir appréhender dans quelle mesure les régimes hydrologiques sont altérés à l'échelle des bassins versants, par la gestion des différents types de retenues (phase de remplissage et phase de vidange notamment). Cette altération doit être évaluée en regard du fonctionnement physico-chimique, biologique et de la dynamique hydromorphologique des cours d'eau d'un bassin versant, avec les spécialistes correspondants. Le ou les experts doivent être capables de comprendre et prendre en compte les différents enjeux relatifs au fonctionnement des cours d'eau. Une attention particulière est à porter sur le lien entre hydrologie et morphologie, ainsi qu'entre hydrologie et habitat aquatique.

**Mot clefs** : hydrologie, bassin versant, régime des débits, ruissellement, variabilité, modélisation, étiage, crue, bassins versants ruraux, impact milieux, hydraulique, habitat.

### ■ Hydrogéologie

Le ou les experts doivent être capables de faire le lien, à l'échelle d'un bassin versant, entre l'évolution à court et moyen termes de l'état des nappes, et les différents impacts entraînés directement et indirectement par le fonctionnement des retenues (pompage direct dans la nappe, interception d'une partie du ruissellement, écrêtage de crue notamment).

**Mot clefs** : hydrogéologie, bassin versant, ruissellement, variabilité naturelle des nappes, remplissage des nappes, modélisation, bassin versant ruraux, étiage, crue.

### ■ Physico-chimie des cours d'eau et des plans d'eau

Le ou les experts doivent être capables d'analyser les différents processus physico-chimiques se déroulant au sein des retenues après leur remplissage. Il doit pouvoir aussi caractériser les différents impacts sur la physico-chimie, et notamment la température, les concentrations en nutriments, en MES et différents polluants (phytosanitaires) des cours d'eau entraînés par une évolution des régimes des débits des cours d'eau. Il doit aussi pouvoir évaluer la contribution de ces retenues à l'émission de gaz à effet de serre.

**Mots clefs** : chimie, cycles bio-géo-chimiques, température, nutriments, matière organique, phytosanitaire, GES, hydrologie, retenue, plan d'eau

### ■ Ecotoxicologie

Le ou les experts doivent être capables de faire le lien entre l'évolution de la biodisponibilité des contaminants dans le milieu aquatique induite par les retenues (phase liquide, sédiment, dans les retenues et à leur aval, en fonctionnement courant et en phase de vidange) et leur effet écotoxicologique sur les organismes aquatiques.

**Mots clefs** : écotoxicologie, contaminant, sédiment, biodisponibilité, hydrologie, retenue.

### ■ Hydromorphologie et transport solide en cours d'eau

Le ou les experts doivent être capables de définir de quelle manière la dynamique hydromorphologique (transport sédimentaire, érosion, sédimentation) peut être impactée par le fonctionnement de retenue sur un bassin versant. Le lien devra être fait entre l'évolution des régimes des débits entraînés par le fonctionnement des retenues, l'hydraulique des cours d'eau et l'état de la morphologie de ces derniers. L'évolution à moyen et long termes des habitats entraînée par l'évolution des régimes hydrologiques (du ruissellement au régime des débits) et des équilibres hydro-sédimentaires (érosion/sédimentation) devra pouvoir être prise en compte à l'échelle d'un bassin versant.

**Mots clefs** : hydromorphologie, transport sédimentaire, habitat, crue, crue morphogène, ruissellement et érosion

### ■ Écologie

Le ou les experts doivent pouvoir appréhender les réponses des compartiments biologiques à l'évolution des régimes hydrologiques, du fonctionnement hydromorphologique et des caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau, à court et moyen termes, entraînés par la gestion des retenues. Les compartiments biologiques à prendre en compte sont en premier lieu les poissons, les macroinvertébrés et la flore (macrophytes). Les impacts sur les espèces protégées et leur habitat devront être également pris en compte, notamment pour les zones ennoyées par la mise en place de la retenue. Il est essentiel de pouvoir appréhender le lien hydrologie/hydraulique/habitat/compartiment biologique. Au-delà de l'impact local sur l'habitat, la notion de continuité écologique en cours d'eau devra également être considérée, qu'il s'agisse des espèces locales, migratrices ou invasives.

**Mots clefs** : habitat poisson, macroinvertébrés, flore, température, hydraulique, modélisation, cycle biochimique, continuité écologique, espèces invasives, espèces migratrices

### ■ Agronomie

Le ou les experts doivent être en mesure de comprendre les déterminants de l'usage et de la gestion des retenues pour l'agriculture. Il est également nécessaire d'être en capacité d'appréhender le ruissellement des eaux sur les bassins versants et notamment sur des champs cultivés.

**Mots clefs** : ruissellement, gestion des retenues, irrigation, assolement, cultivars, stress hydrique, nutriments, phytosanitaires.

### ■ Sociologie

Le ou les experts doivent être en mesure d'appréhender les enjeux sociologiques liés aux développements des retenues dans les bassins et d'éclairer la façon dont des groupes d'acteurs réagissent face aux projets d'aménagement. Cet aspect peut se révéler indispensable, lorsque les autorisations sont soumises à enquête publique ou lors de la consultation des communes et des commissions locales de l'eau.

**Mots clefs** : sociologie des mobilisations, agriculture.

Pour la plupart des disciplines, il est souhaitable d'être en mesure d'appréhender les différents processus à la fois à l'échelle des aménagements et celle d'un bassin versant dans sa totalité. Les principaux liens et interactions entre les différents processus doivent pouvoir être pris en compte, il est donc nécessaire que les experts soient en capacité d'interagir avec des champs disciplinaires autres que les leurs. Une bonne connaissance du fonctionnement des petits et moyens bassins versants à dominante rurale devra pouvoir être mobilisée, l'impact des retenues se faisant expressément sentir sur ces types de bassin. Il est essentiel que les experts puissent porter un regard opérationnel sur ces questions, l'objectif étant de produire des éléments de méthode directement utilisables par les acteurs impliqués dans l'élaboration et l'instruction des autorisations.

## Annexe II

# Liste des experts

Nom Prénom	Affiliation	Statut	Impact
BABUT Marc	Irstea Lyon-Villeurbanne - UR MAEP - Laboratoire d'écotoxicologie	ICPEF	Ecotoxicologie (micropolluants, composés émergents, bioaccumulation...)
BELLIARD Jérôme	Irstea Antony / UR Hydrosystèmes et bioprocédés	Ingénieur de recherche	Ecologie des systèmes aquatiques, écologie des communautés, bioindication
BERNEZ Ivan	UMR ESE0985 Inra-Agrocampus Ouest	Ingénieur de recherche	Ecologie de la restauration / écologie des communautés
BURGER-LEENHARDT Delphine	Inra - UMR 1248 Agir - Département SAD	Directrice de recherche	Agronomie du territoire, agronomie des systèmes de culture
DORIOZ Jean-Marcel	Inra Thonon / UMR CARTEL	Directeur de recherche	Physico-chimie (pollution diffuse, eutrophisation, phosphore) ; écologie, agropédologie, bassin versant
DOUEZ Olivier	BRGM	Ingénieur	Hydrogéologie
DUFOUR Simon	Université Rennes 2 - LETG Rennes Costel - CNRS UMR 6554 / Dépt. de Géographie	Maître de conférences	Géographie, géomatique appliquée aux hydrosystèmes (télédétection et SIG), paysages alluviaux
GRIMALDI Catherine	UMR Inra-Agrocampus Ouest 1069 SAS	Directrice de recherche	Physico-chimie des cours d'eau et plans d'eau
HABETS Florence	CNRS Paris / UMR Metis / Université Pierre & Marie-Curie	Directrice de recherche	Hydrologie
LE BISSONNAIS Yves	Inra Montpellier / UMR Lisah	Directeur de recherche	Transport solide
MOLENAT Jérôme	Inra Montpellier / UMR Lisah	Directeur de recherche	Hydrologie des bassins versants, hydrologie des retenues collinaires, échange d'eau entre la surface et le souterrain, modélisation hydrologique
ROLLET Anne-Julia	Laboratoire LETG Caen Geophen UMR 6554 CNRS	Maître de conférences	Étude du fonctionnement physique actuel des systèmes fluviaux et de leur restauration
ROSSET Véronique	Irstea Lyon-Villeurbanne - UR MAEP - Laboratoire Dynam	Ingénieur de recherche	Écologie des étangs et plans d'eau (macroinvertébrés, odonates adultes)
SAUVAGE Sabine	Ecolab Toulouse / UMR 5245 CNRS- UPS-INPT	Ingénieur de recherche	Modélisation, hydrodynamique, transfert des contaminants
USSEGLIO-POLATERA Philippe	Ensaf Université de Lorraine - UMR 7360 - LIEC	Professeur des universités	Écologie des communautés (invertébrés benthiques)

Julien TOURNEBIZE, ingénieur divisionnaire de l'agriculture et de l'environnement (IDAE à l'UR HBAN) à Irstea Antony, a contribué au chapitre sur la qualité physico-chimique des eaux pour l'effet des retenues sur le devenir et les transferts de pesticides.



## Annexe III

# Influence d'une retenue isolée sur les paramètres participant à la qualité physico-chimique de l'eau

Cette annexe présente succinctement, pour chacune des variables d'intérêt, les processus en jeu au sein d'une retenue, les méthodes utilisées pour les étudier, et les ordres de grandeur de l'effet de la retenue sur la variable considérée, à la fois au sein de la retenue et dans le cours d'eau aval. Elle tente d'identifier les facteurs d'influence, pour pouvoir, autant que faire se peut, transposer les résultats acquis, conformément au besoin mis en évidence pendant la phase exploratoire de l'expertise. On verra toutefois que la diversité des situations et les interactions entre variables rendent cette étape difficile.

## Influence sur la température et la teneur en oxygène dissous de l'eau

Ces deux paramètres sont souvent abordés ensemble dans la littérature, car étroitement liés. La température est un régulateur important de la plupart des processus physiques, chimiques et biologiques. Elle contrôle en particulier la productivité primaire, en conjonction avec la disponibilité saisonnière des nutriments et les conditions d'éclairage. La concentration en oxygène dissous est importante car elle contrôle des processus chimiques et biologiques clés. Cette concentration est fortement dépendante de la température (la solubilité de l'oxygène décroît quand la température augmente) et des processus physiques (vent, courant...) permettant les échanges avec l'atmosphère.

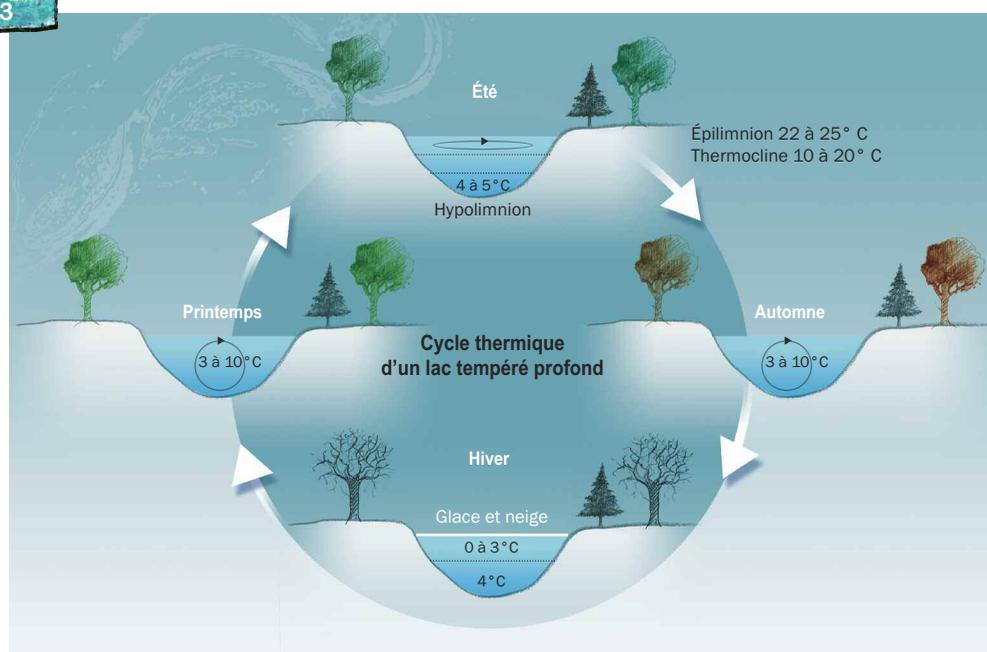
### ■ La retenue comme régulateur thermique...

Dans les milieux aquatiques, les variations de température sont très atténuées par rapport aux variations dans l'atmosphère, qui adviennent selon des rythmes nyctéméral et saisonnier. Ces variations, dues au rayonnement solaire, ne concernent qu'une faible épaisseur superficielle de liquide dans les eaux dormantes, mais généralement, l'action des vents et des courants crée un brassage de l'eau qui homogénéise la température sur une grande profondeur. Cependant, dans les lacs suffisamment profonds, une stratification thermique très caractéristique peut s'établir, due au fait que la densité de l'eau est maximale à 4°C. Les eaux, dont la température est inférieure ou supérieure à 4°C ont donc tendance à remonter vers la surface. Alors, tout au moins dans les lacs tempérés, la température de l'eau suit au cours de l'année un cycle régulier. En été, le soleil réchauffe l'eau en surface, l'eau froide et plus dense reste au fond du lac. Dans ce cas, trois couches thermiques sont formées : une couche chaude supérieure, bien mélangée, dont la température peut atteindre 25 °C en été (épilimnion); une couche froide inférieure, dense, homogène aussi, où la température peut être jusqu'à 10°C plus faible que dans

l'épilimnion (hypolimnion) et une couche intermédiaire d'un fort gradient de température (métalimnion pour les limnologues), zone de transition réduite de quelques mètres. Ce gradient important (2°C par mètre) peut induire un habitat spécifique dans le métalimnion, soit particulièrement riche en oxygène si la lumière peut y pénétrer et activer la photosynthèse, soit au contraire pauvre en oxygène dans les lacs riches en nutriments où la décomposition de la matière organique consomme cet élément, non régénéré par suite de la stratification. Dans les zones tempérées, le refroidissement de l'épilimnion en automne ou son réchauffement progressif au printemps peut conduire à un brassage et une homogénéisation de l'eau (Figure 33). Dans les plans d'eau profonds, la recirculation peut ne pas être suffisante pour permettre une homogénéisation de la colonne d'eau ; la stratification y est alors permanente. Les réservoirs peu profonds répondent plus rapidement aux fluctuations de l'atmosphère et sont moins susceptibles de devenir stratifiés. Un gradient de conditions peut malgré tout s'installer entre surface et profondeur. Des vents forts peuvent affecter le métalimnion rapidement, ainsi que les écoulements dans la retenue ou le brassage lors des crues.

**Les réservoirs agissent donc comme des régulateurs thermiques, permettant le stockage de chaleur et susceptibles de modifier les fluctuations, saisonnières et à court terme, caractéristiques de nombreux cours d'eau naturels.**

Figure 33



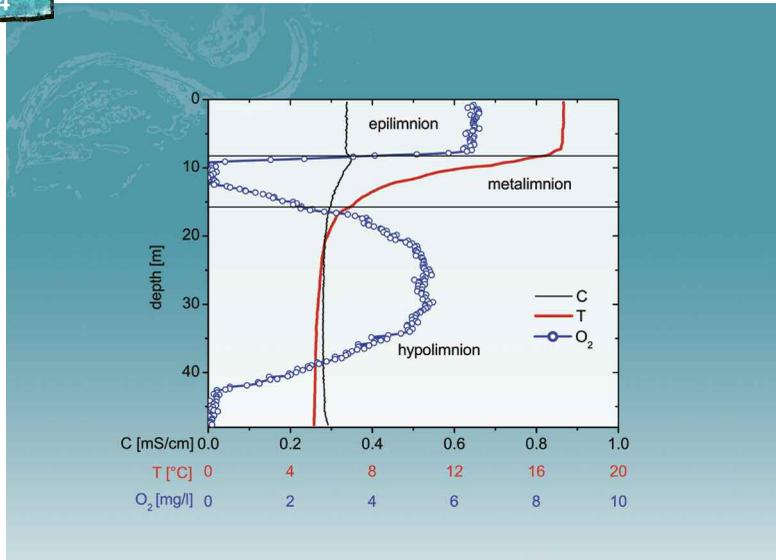
Cycle thermique caractéristique des lacs tempérés dimictiques (deux périodes de stratification).  
D'après G Bourbonnais (<http://lci.cegep-ste-foy.qc.ca>).

### ■... qui influence également la teneur en oxygène dissous...

Une conséquence possible des conditions lenticques établies dans une retenue et de l'augmentation du temps de résidence est la diminution des teneurs en **oxygène dissous**. Le réservoir reçoit de la matière organique (MO), allochtone sous forme de matières en suspension, dans sa partie amont par la rivière ou latéralement par les eaux de ruissellement, et autochtone par sénescence de la production primaire dans la retenue. Cette MO peut se déposer sur le fond et sa minéralisation consomme de l'oxygène. La stratification thermique, qui réduit les échanges d'éléments entre les eaux de surface et profondes, peut aboutir finalement à des conditions anoxiques au fond du réservoir. La Figure 34 illustre ainsi des profils type de température et d'oxygène dissous dans un lac tempéré profond en fin d'été : le fond du réservoir est anoxique, puis la concentration en oxygène augmente dans l'hypolimnion, la consommation en oxygène y étant faible, et sa solubilité assez forte (température faible) ; lorsque la température augmente vers la surface, la solubilité de l'oxygène diminue, puis le brassage réaugmente la concentration de l'oxygène en surface. Les conditions anoxiques sont aussi souvent rencontrées dans les réservoirs récents, où le sol et la végétation récemment inondés peuvent agir pendant une période limitée comme une source de MO, consommant l'oxygène pendant sa décomposition. À l'inverse, la photosynthèse, due à la présence de macrophytes ou de blooms phytoplanctoniques, peut conduire au printemps et en été à

des teneurs en oxygène dissous élevées dans les couches supérieures des retenues (sursaturation d'oxygène dissous entre 300 % et 400 % pour des retenues pourvues d'algues en régions tropicales). Notons qu'à l'automne cette biomasse produit de la MO qui va au contraire consommer l'oxygène.

Figure 34

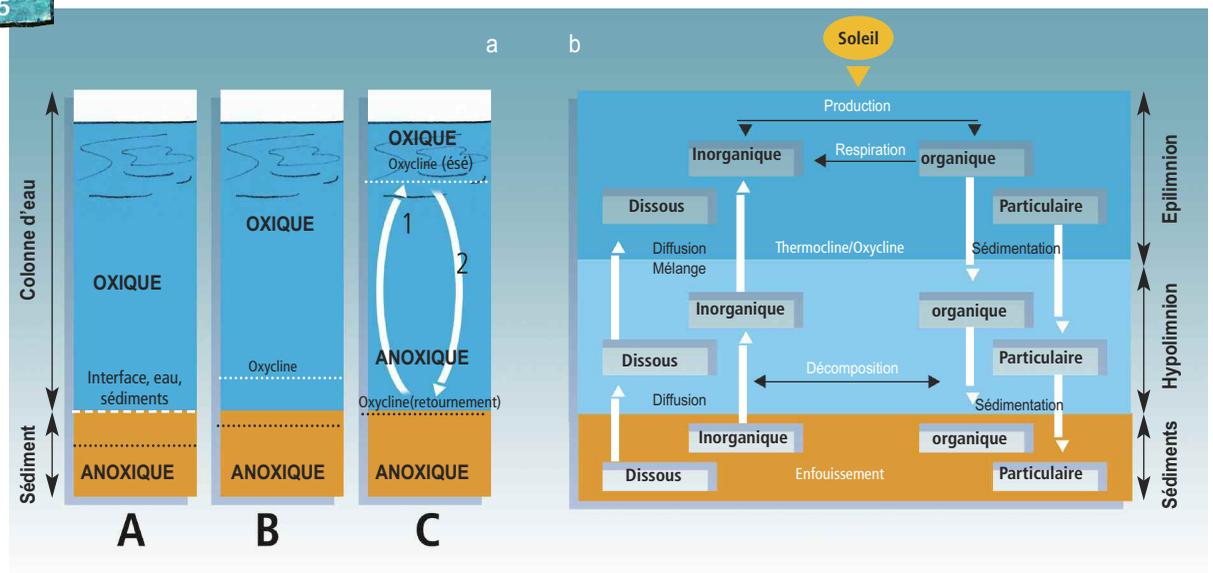


Profil de température (T), de conductivité (C) et de teneur en oxygène dissous (O<sub>2</sub>) dans le lac Arendsee (Allemagne) le 6 septembre 2000. Boehrer and Schultze 2008.

En résumé, les zones oxiques et anoxiques vont dépendre de la stratification thermique (dépendant elle-même de conditions physiques et hydrologiques du réservoir), de la présence des blooms algaux et des concentrations en MO en phase de dégradation. La Figure 35a présente la répartition entre les compartiments oxiques et anoxique (oxycline) dans différents types de lacs.

La Figure 35 résume l'effet du gradient thermique et d'oxygène sur les processus concernant les éléments et contamination, qu'ils soient organiques ou inorganiques, à la fois pour les fractions dissoutes et particulaires, en fonction des phénomènes de stratification thermique et de gradient d'oxygène.

Figure 35



a. Répartition entre les compartiments oxique et anoxique dans différents types de lacs. (A) : oligotrophe, l'oxycline est toujours dans les sédiments ; (B) : mésotrophe, en été seules les eaux profondes deviennent anoxiques ; (C) : eutrophe, durant l'été l'anoxie envahit la colonne d'eau (développement de l'anoxie au printemps, réoxygénation des eaux profondes à l'automne ou lors de crues) (d'après J.-F. Gaillard, 1995). b. Principaux effets potentiels des gradients thermique et d'oxygène.

## ■... et dont l'influence sur le cours d'eau aval dépend fortement du mode de restitution de l'eau

L'influence de la retenue sur la température et la teneur en oxygène dissous du cours d'eau aval dépend en grande partie du mode de restitution de l'eau. En effet, la qualité de l'eau libérée à partir d'un réservoir stratifié est déterminée par son origine dans la colonne d'eau : si l'eau provient de la couche profonde, elle peut être froide et pauvre en oxygène, notamment pendant les périodes de stratification thermique. Si au contraire l'eau restituée provient des couches supérieures d'une retenue stratifiée, elle est plus chaude en été et plus ou moins riche en oxygène. La ré-oxygénation du cours d'eau en aval est plus rapide si la rivière possède un régime turbulent, avec une pente importante et une faible profondeur. Les distances de retour de ces variables au niveau qu'elles ont dans le cours d'eau amont sont de quelques centaines de mètres pour l'oxygène, mais peuvent atteindre quelques centaines de kilomètres pour la température, pour de gros réservoirs et de grands fleuves avec des profondeurs d'eau importantes.

Dans le cours d'eau en aval, de l'eau appauvrie en oxygène dissous est non seulement un problème en soi, affectant de nombreux organismes aquatiques (les salmonidés par exemple), mais elle présente aussi une capacité réduite de dégradation des rejets domestiques et/ou industriels. De même, les modifications de température dans le cours d'eau peuvent avoir des conséquences sur le frai des poissons, comme sur le taux et la durée de croissance pour de nombreuses espèces.

## Influence sur le devenir de l'azote

L'enjeu autour de l'azote peut être dans la retenue même, notamment au regard de son rôle complexe dans le risque d'eutrophisation (qui sera abordé plus loin), ou dans le cours d'eau en aval en cas de restitution, en lien avec la qualité biologique de l'eau et le respect d'un seuil réglementaire pour le nitrate. Les études analysées portent souvent sur de grands barrages ; quelques-unes abordent toutefois les petites retenues. Notons l'existence de retenues construites pour jouer un rôle de zones humides artificielles, destinées à réduire les concentrations et les flux de nitrate par dénitrification. Ces retenues ne sont pas assez nombreuses pour s'y intéresser spécifiquement.

### ■ De multiples processus en jeu dans la retenue

**La source principale d'azote** dans une retenue est **l'eau d'alimentation**, souvent riche en nitrate, notamment pour les retenues alimentées par cours d'eau ou nappe en région agricole. **L'azote atmosphérique** peut également être fixé par des bactéries autotrophes et hétérotrophes, présentes dans le phytoplancton. La production de phytoplancton est liée à l'abondance des nutriments N et P dans la zone photique de la retenue et est favorisée dans les retenues peu profondes (<1 m environ) pénétrées par la lumière, ou lorsque le temps de résidence est élevé. **La minéralisation de la matière organique (MO)** est une autre source d'azote. La MO est issue de la décomposition de la biomasse présente dans la retenue (généralement facilement décomposable) ou est apportée par le ruissellement sur le sol ou avec les matières en suspension par le cours d'eau en amont (souvent plus réfractaire). Sa minéralisation produit de l'ammonium  $\text{NH}_4^+$  qui se transforme en nitrate  $\text{NO}_3^-$  en conditions oxydantes (Figure 36).

L'azote présent dans la retenue peut être **absorbé** par la végétation aquatique dans une retenue peu profonde, ou par le phytoplancton en pleine eau. Cette consommation de N sous la forme  $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$  n'est qu'un piégeage temporaire, puisque cette biomasse se transforme ensuite en matière organique qui peut se minéraliser. Une partie de la MO peut être **stockée** au fond de la retenue dans les sédiments lorsque les conditions sont défavorables à sa minéralisation. Dans une retenue la **dénitrification est** considérée comme le processus essentiel qui permet d'éliminer une partie des nitrates présents dans l'eau, sous forme de gaz qui retournent vers l'atmosphère. La chaîne de transformation est la suivante :  $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ . Si cette transformation n'est pas complète, c'est le gaz  $\text{N}_2\text{O}$ , puissant gaz à effet de serre, qui est produit. Ce processus est principalement le fait de bactéries qui utilisent l'oxygène des ions nitrate pour leur respiration anaérobie : les bactéries dénitrifiantes ont besoin de carbone organique et de nitrate comme substrats, de conditions d'hypoxie ou d'anoxie, et leur activité est favorisée par l'augmentation de la température et un pH neutre. Toutes ces

conditions sont souvent remplies dans les retenues en milieu agricole. Les processus en jeu et leurs déterminants sont bien connus, mais les facteurs de contrôle sont nombreux et la construction de modèles robustes pour prédire les quantités dénitrifiées reste difficile. Enfin un processus d'oxydation de  $\text{NH}_4^+$  en conditions anaérobies, l'anammox, produit aussi du gaz  $\text{N}_2$ . Ce processus a été découvert récemment et mesuré dans une retenue en milieu tropical, où il a été considéré comme peu significatif.

Figure 36

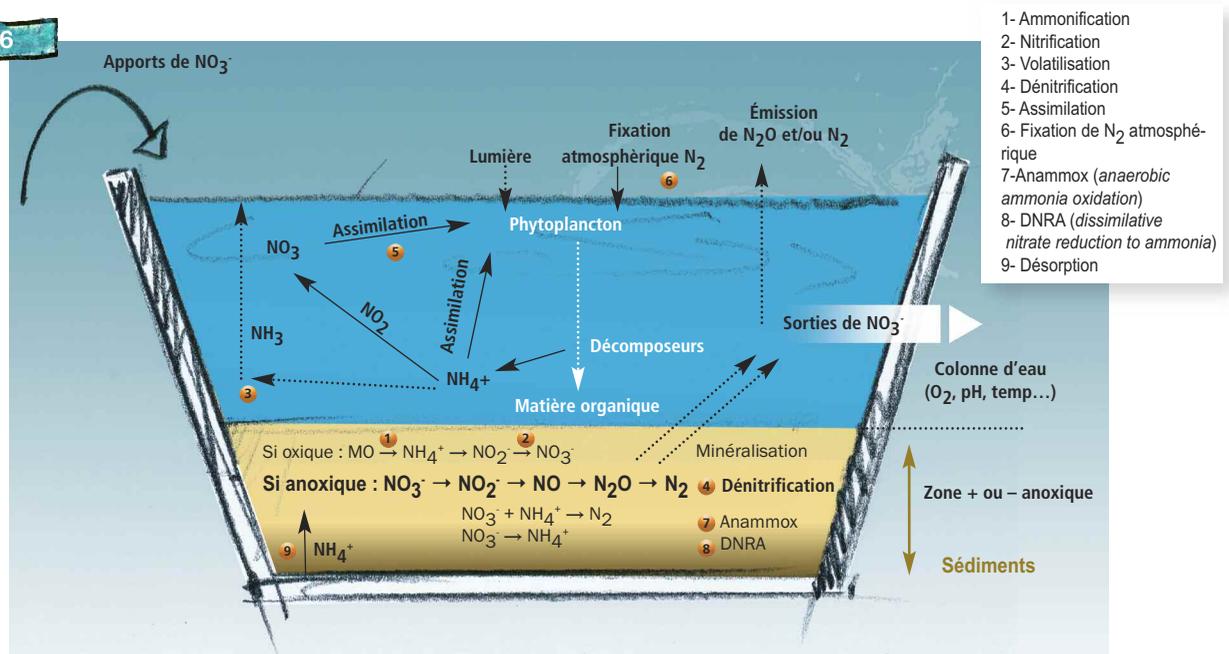


Schéma du cycle de l'azote N, dans une retenue avec ou sans anoxie au fond.

## ■ Des effets observés variables pour des facteurs de contrôle nombreux

Il est souvent admis que les retenues comme les autres milieux lenticques sont des puits d'azote : azote particulaire stocké avec les sédiments organiques et surtout nitrate par dénitrification. **En terme de méthode**, cette fonction puits peut être évaluée par estimation des bilans entrées et sorties d'azote, soit à partir de **mesures de flux**, soit seulement à partir de mesures de concentrations, pour la forme nitrate et parfois aussi ammonium. Les échanges avec l'atmosphère sont alors négligés. Cette évaluation peut également être réalisée en se basant sur la **modélisation**. Cette démarche suppose donc de simuler les flux entrant dans la retenue, puis les évolutions des flux d'azote, généralement de nitrate, entre l'amont et l'aval des retenues, en modélisant les processus actifs dans la retenue. La modélisation des flux entrants se rattache à la modélisation des flux de nitrate en bassin versant, qui n'est pas spécifique au champ des retenues. Quelques modèles ont été développés pour représenter les processus en jeu dans une retenue en fonction des flux entrants et des caractéristiques propres de la retenue. Leur complexité doit être cohérente avec les données disponibles. Une méthode alternative pour mesurer l'effet puits d'azote d'une retenue est de **mesurer directement la dénitrification** au sein de la retenue. Plusieurs méthodes sont disponibles, la plus connue étant celle d'inhibition à l'acétylène. Toutes se heurtent toutefois à la variabilité spatiale et temporelle du processus, qui rend difficile l'évaluation d'une dénitrification globale à l'échelle de la retenue. La fixation atmosphérique d'azote peut également être estimée par réduction de l'acétylène en éthylène.

Les quantités d'azote éliminées par dénitrification sont très variables : rétention<sup>25</sup> estimée allant de 15-20 % à 96 %, pour une dénitrification allant de 13 à 90 % pour des grands lacs et réservoirs. La rétention de N estimée par bilan entrée-sortie peut être non significative (si les flux entrants sont faibles), voire négative (si des sédiments anciens jouent un rôle de source par exemple). Les facteurs de contrôle de la dénitrification sont nombreux, et peu hiérarchisés : teneurs en nitrate, en carbone organique dissous, en oxygène dissous, mais aussi température, pH. S'y ajoutent d'autres facteurs de contrôle en cas de puits d'azote par absorption végétale ou par le

25 - La rétention désigne la fraction d'azote dissipée entre l'entrée et la sortie de la retenue (dénitrification, stockage dans les sédiments, prélèvement par les macrophytes ou le périphyton).

phytoplancton : teneur en phosphore, lumière et température. Certains de ces facteurs de contrôle varient en fonction de la profondeur de la retenue (oxygène, température, lumière) et sont donc sensibles à une éventuelle stratification des conditions physico-chimiques. Il semble toutefois que le **rôle de puits d'azote de la retenue est d'autant plus fort que la charge entrante est importante, et que le temps de résidence est élevé**. Le temps de résidence est le facteur de contrôle le plus influent. Il est en fait intégrateur de beaucoup d'autres (cités précédemment) dont il reflète les évolutions. Mais il est variable au sein de la retenue (selon les caractéristiques de l'écoulement), et au cours du temps (dynamique annuelle et événementielle des écoulements). Il peut toutefois être approché par le rapport de la surface de la retenue sur la surface qu'elle draine, ou par le rapport du volume de la retenue sur le débit entrant. La profondeur de la retenue est aussi citée comme facteur influençant la dénitrification, car les conditions anoxiques sont favorisées en profondeur (Figure 37).

Figure 37

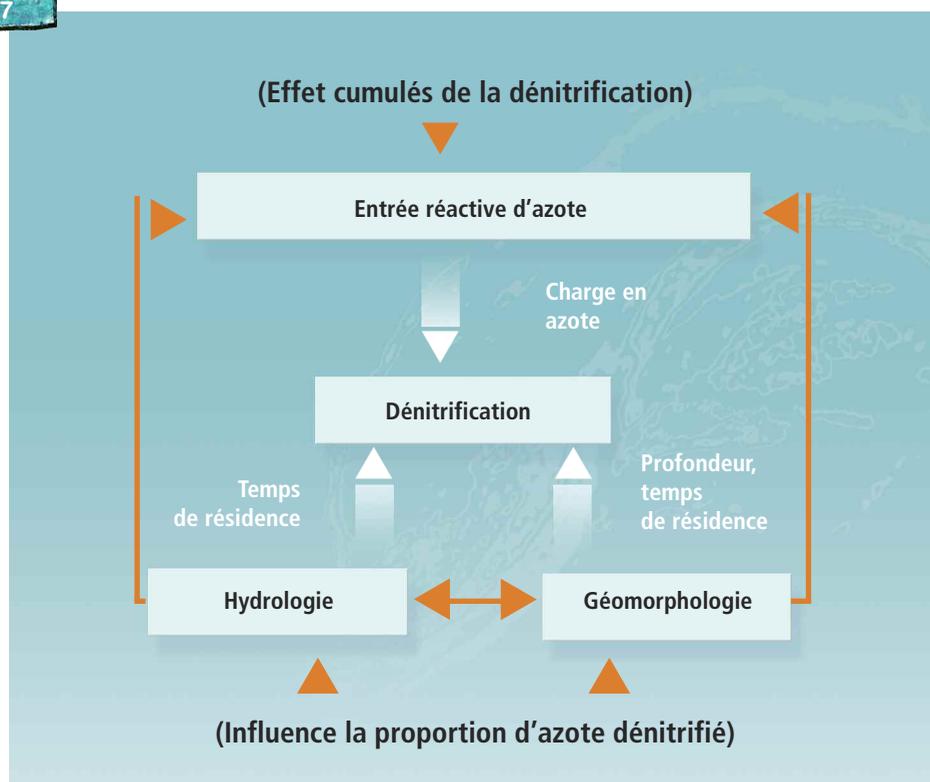


Schéma de l'interaction entre hydrologie, géomorphologie et charge en azote sur la dénitrification. D'après Seitzinger 2006.

Le processus de dénitrification présente une forte saisonnalité, liée notamment à la température et à la dynamique saisonnière des teneurs en nitrate dans les eaux alimentant la retenue ou à la minéralisation de MO. La dénitrification est accrue en année sèche, par suite de temps de résidence plus élevés.

Les retenues sont souvent abordées dans la littérature pour leur rôle de puits d'azote, notamment via la réduction des teneurs en nitrates par **dénitrification**, mais également parfois pour leur contribution potentielle au **risque d'eutrophisation** (en lien alors avec le phosphore). Ces deux processus ont des déterminants communs : fortes teneurs en nitrate, température et temps de résidence élevés. Lorsque les retenues présentent des conditions favorables à la dénitrification, le rapport N/P dans l'eau diminue ce qui favorise alors le développement de Cyanobactéries ayant la capacité d'utiliser l'azote atmosphérique et qui amplifient les risques sanitaires liés à l'eutrophisation. Inversement, l'eutrophisation dans les retenues augmente la consommation d'oxygène du fait de la respiration des organismes qui prolifèrent et de la décomposition de matière organique. L'anoxie qui en résulte favorise alors la dénitrification, qui va accentuer la carence en N par rapport à P, entretenant ainsi le développement des Cyanobactéries. Ces deux processus interagissent l'un avec l'autre et devraient donc être étudiés simultanément, ce qui n'est généralement pas le cas.

## Influence sur le devenir du phosphore

L'enjeu autour du phosphore est surtout celui de l'eutrophisation dans la retenue elle-même, mais aussi les flux et concentrations de P dans le cours d'eau en aval (piégeage dans la retenue). La grande majorité des études sur cet élément dans les réservoirs cherchent à caractériser son cycle dans le réservoir, son stockage et les évolutions de sa spéciation, afin d'apprécier le risque d'eutrophisation du réservoir et parfois de l'aval. Les études portent essentiellement sur des barrages, souvent de grande taille, plus rarement des petites retenues, souvent en comparaison avec des lacs naturels.

Encadré 7

### Le phosphore, un élément dont le cycle dans la retenue est complexe

Le cycle général du P se caractérise par la quasi absence de forme gazeuse. P-total est de ce fait « persistant » dans les sols et les milieux aquatiques. Dans une retenue, les transformations bio-géo-chimiques sont des changements de phase, entre dissous et particulaire, et/ou de statut chimique, entre minéral dissous et organique. P montre toujours une **forte affinité pour la phase solide**, affinité qui varie en fonction du pH, du potentiel rédox Eh, des minéraux présents et de la teneur en matière organique. Par ailleurs, P est naturellement relativement rare dans les eaux par rapport aux besoins des végétaux, et a donc un rôle clé dans le **contrôle de la productivité des écosystèmes aquatiques**.

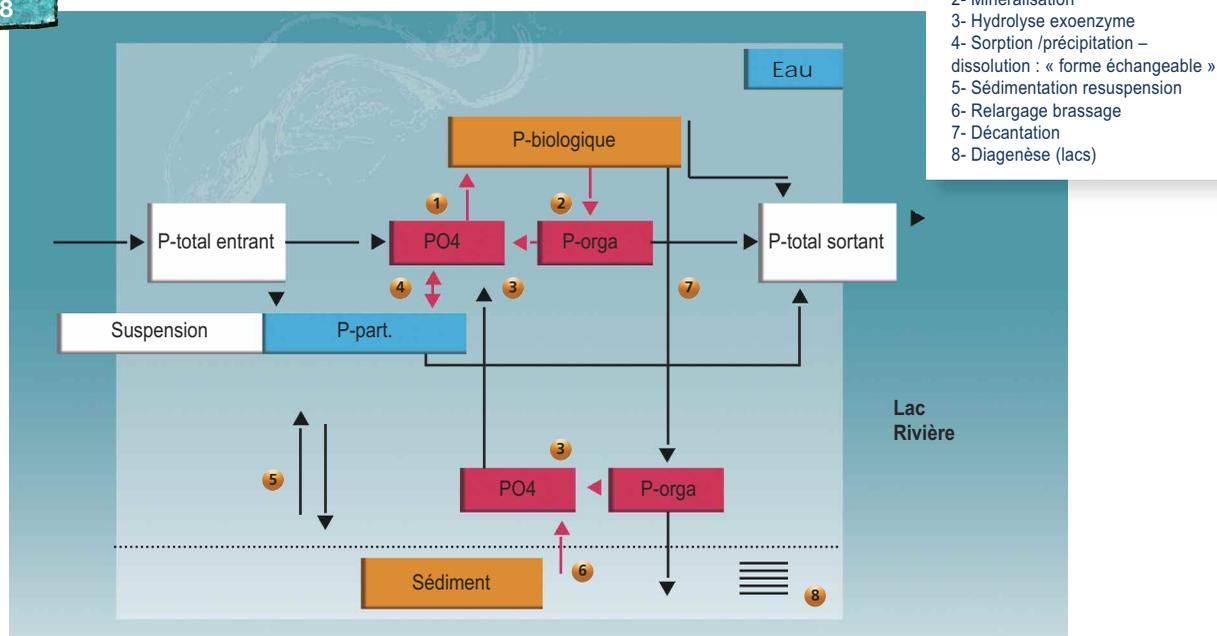
La **spéciation du P** est relativement complexe. Dans le P-total des eaux on distingue classiquement : des formes filtrables à 0,45 ou 0,7 $\mu$ m comprenant le **SRP (Soluble Reactive P)**, souvent assimilé aux ions **PO<sub>4</sub>**, auquel s'ajoutent des composés organiques et des colloïdes fins, et des formes particulières constituant le P-particulaire noté PP. Le PP et sa spéciation sont très diversifiés (le PP peut être sorbé, précipité, co-précipité, dans des minéraux primaires, matériaux organiques ...). La spéciation conditionne la mobilité et le devenir du P dans l'environnement, notamment via sa **biodisponibilité**. Celle-ci exprime la capacité d'une charge en phosphore des eaux, d'un sol, d'un sédiment à fournir et entretenir un flux de SRP en réponse à un prélèvement par des végétaux, algues y compris. La complexité vient du fait que hormis le SRP (100 % biodisponible), la quantité de phosphore biodisponible n'est associée ni à une forme spécifique de P notamment pour le PP, ni à une quantité finie : l'ensemble des formes de P contribuent et la quantité extraite dépend du temps d'interaction. Cette quantité peut ainsi varier de 10 à 90 % pour les sédiments.

### ■ Processus en jeu dans les plans d'eau

L'essentiel du P total d'un plan d'eau provient de son bassin versant d'alimentation. Seul le **SRP est directement assimilable** par les algues ou les macrophytes, une partie des autres formes dissoutes l'est après action enzymatique. Il est fourni initialement par la charge externe provenant de l'eau d'alimentation, qui comporte une fraction dissoute et une fraction particulaire susceptible de libérer facilement du SRP (notamment par désorption). L'absorption biologique crée un stock de P-particulaire organique dont une partie est ultérieurement susceptible de sédimenter. En dehors des périodes biologiques, le SRP est peu assimilé et peut, comme d'autres formes dissoutes, être capté par des particules en suspension (sorption) ou précipité ou co-précipité (principalement avec Ca, CaCO<sub>3</sub>), puis sédimenté (Figure 38, page suivante). Réciproquement, un relargage de SRP à partir des sédiments dite « **charge interne** » existe, soit en cas de brassage et resuspension des particules, soit lorsque des conditions anaérobies s'établissent durablement à l'interface eau/sédiment, permettant une

libération de SRP qui peut se traduire par un flux diffusif vers l'eau. D'autres zones d'interface sont des *hots spots* du cycle en tant que productrices de SRP à partir des formes particulières : l'alternance d'humectation/dessiccation et d'inondation/exondation dans les zones de marnage favorise la libération de SRP.

Figure 38



Cycle du phosphore en milieu aquatique : flux, transports et compartiments. D'après traité de limnologie (Pourriot et Meybeck, 1995), modifié.

**Le P-particulaire** de la charge externe ou interne peut, soit sédimenter et alors constituer une éventuelle source de SRP à long terme (re-largage ou re-suspension des formes évoquées ci-dessus), soit dans la zone photique, interagir avec du végétal ou des microorganismes en leur fournissant un flux de SRP pour l'assimilation biologique. La sédimentation s'accompagne d'une minéralisation de certaines formes organiques. Le SRP ainsi produit diffuse pour partie dans la colonne d'eau et pour partie dans la phase solide minérale du sédiment, où il peut être absorbé par les racines de macrophytes qui se développent en zone peu profonde, surtout si le milieu est oligotrophe.

Compte tenu de ces processus, on peut supposer qu'une retenue joue le même rôle sur le cycle du phosphore qu'un plan d'eau naturel :

- fonction de rétention sédimentaire et biologique du P (constitution de stocks de P) ;
- fonction de production de formes organiques ;
- fonction de convertisseur : recyclage et transformation de spéciation produisant éventuellement du SRP ;
- fonction de découpleur partiel dissous / particulaire.

Les caractéristiques des flux exportés par les réservoirs sont contrôlées par ces différentes fonctions.

### ■ Effets des retenues sur la dynamique du phosphore dans les hydrosystèmes

Les études analysées visent à déterminer certaines composantes et certains facteurs du cycle du phosphore et du bilan entrées-sorties en relation avec le risque d'eutrophisation ; elles cherchent donc à caractériser soit des flux (internes ou externes ; dans la colonne d'eau ou aux interfaces), soit des stocks, en s'attachant le plus souvent à caractériser la spéciation du phosphore, sa variabilité et son évolution. Les méthodes mises en œuvre sont variées et s'appuient sur des mesures de concentrations (dans la colonne d'eau ou dans les sédiments) ou de flux (dans la colonne d'eau ou à l'interface eau-sédiments), ou sur la modélisation pour estimer les flux entrants ou sortants du système.

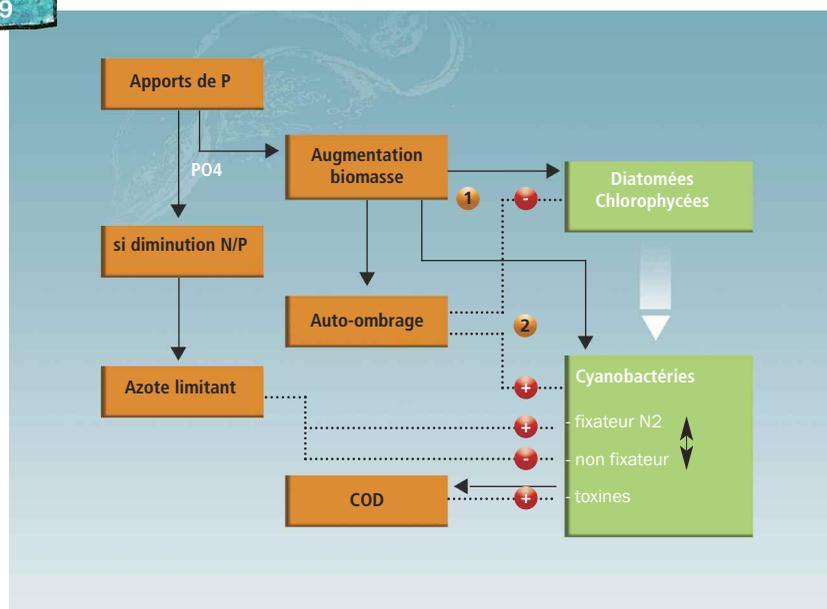
**La rétention du phosphore** est observée dans tous les plans d'eau, sa variabilité est très forte : de quelques pourcents à 90 % selon les conditions locales. Elle semble assez durable à l'échelle de la gestion des retenues ou barrages, bien qu'elle varie d'une année à l'autre, avec une rétention maximale pour les années pluvieuses à forte charge. La sédimentation domine la rétention, qui est donc gouvernée en grande partie par les mêmes facteurs. Elle est positivement corrélée, mais de façon non linéaire, au temps de résidence et à la charge externe, et parfois à sa concentration. Celle-ci semble toutefois surtout influente pour les plans d'eau naturels. L'absorption biologique, qui crée du PP organique dans la zone photique, qui sédimente notamment en fin de saison, participe également à la rétention et à la redistribution vers les sédiments.

À l'inverse, **un relargage de SRP** associé à la réduction de fer dans les phases minérales porteuses, à l'interface eau-sédiment en conditions anoxiques, va réduire cette rétention. Des conditions eutrophes, qui induisent une forte production de biomasse, favorisent ces conditions anoxiques au niveau benthique, et entraînent ainsi un relargage de SRP, rétro-action positive qui entretient le processus et tend à stabiliser l'eutrophisation dans le temps.

L'évaluation du **stock de P benthique** doit prendre en compte le phosphore sédimenté, ainsi que le phosphore en place au moment de la mise en eau de la retenue. Très peu d'études s'attachent à une **évaluation du stock total de P**, qui constitue pourtant une donnée importante pour évaluer **l'effet à long terme de la retenue**. En général les recherches portent sur la variabilité spatiale de la spéciation du P dans la couche superficielle des sédiments, spéciation censée contrôler le flux à l'interface eau-sédiments. Les études montrent en général dans cette couche superficielle des teneurs très élevées en phosphore, avec un contrôle à la fois par la géologie du bassin versant et son occupation du sol et par l'état trophique maximal du plan d'eau en cas d'eutrophisation. La fraction fine (limon fin et argile) est la plus chargée en P, surtout lorsqu'elle est associée à des oxydes de fer. Le phosphore contenu dans les sédiments peut devenir biodisponible si l'interface eau-sédiment est anoxique. Ce relargage benthique dépend donc des facteurs hydrodynamiques qui contrôlent la teneur en oxygène dissous, facteurs qu'il faut étudier en même temps que le potentiel de transfert des sédiments vers la colonne d'eau pour estimer les flux effectifs.

Le marnage et le batillage, qui entraînent à la fois un potentiel d'érosion des berges et une alternance des conditions d'inondation/exondation et d'oxydation/anoxie, peuvent également influencer la dynamique du phosphore, en redistribuant le phosphore particulaire (en lien avec du carbone organique dissous) en fond de retenue, mais aussi par le relargage de SRP dans la colonne d'eau.

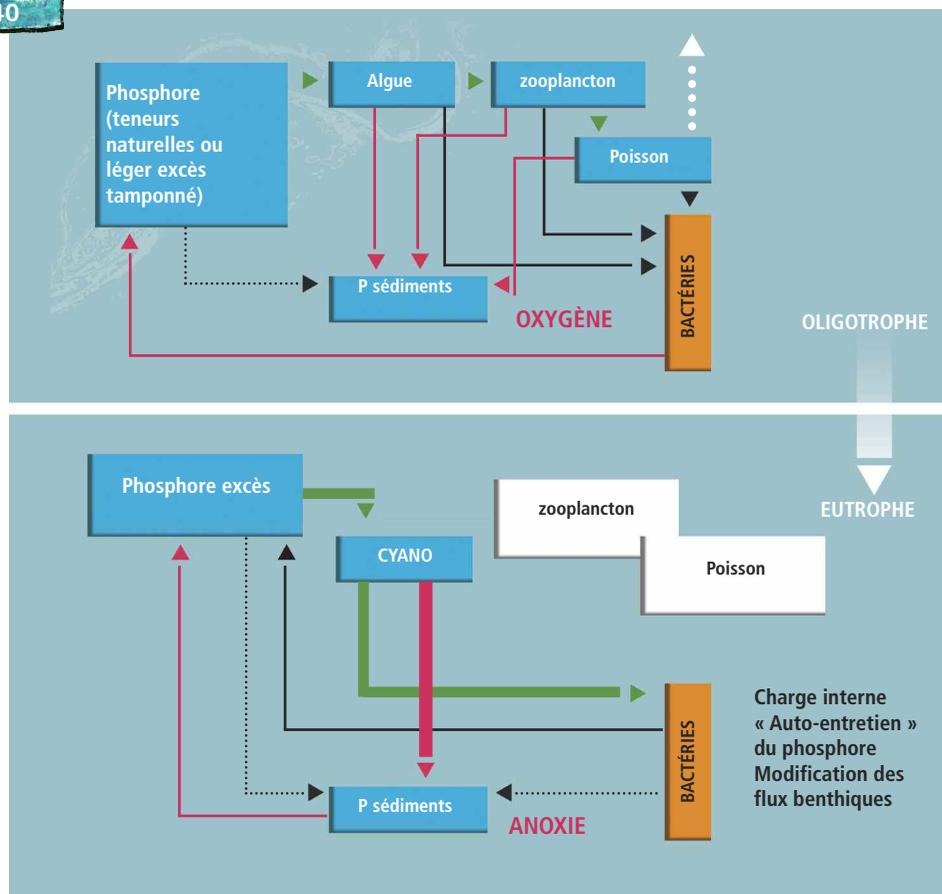
Figure 39



Successions algales induites par un enrichissement en phosphore.

Un des risques majeurs associés à une retenue est l'eutrophisation, phénomène dans lequel le phosphore joue un rôle clé. Dans la mesure où l'azote interagit avec P dans le développement de l'eutrophisation, ce processus est surtout abordé dans la partie consacrée aux interactions (chapitre 6, page 88). On rappelle seulement brièvement ici son mécanisme. P dans les eaux continentales est considéré comme le facteur déclenchant de l'eutrophisation qualifiée de culturale. Celle-ci est une transformation de la structure et du fonctionnement des biocénoses aquatiques en réponse à un enrichissement massif, accéléré et anthropique en nutriments. Le changement trophique modifie la dynamique des biocénoses (Figure 39, page précédente) : par des développements phytoplanctoniques, de macrophytes et de biofilms pendant les saisons favorables à la croissance de la végétation, avec une accumulation de biomasse végétale (Figure 40). Le développement de l'eutrophisation dépend de la teneur en SRP des eaux. La MO produite avec son contenu en P sédimente. Sa minéralisation qui inclut celle de son phosphore organique restitue du SRP dans la colonne d'eau et entretient le processus. Le déclenchement de l'eutrophisation s'effectue pour des concentrations assez basses en SRP : en lac naturel 20 à 50 µg/L suffisent soit à peine 2 à 4 fois le niveau naturel moyen des eaux de surface. Les teneurs en SRP couramment observées dans les rivières rurales de France se situent dans la gamme susceptible de produire une eutrophisation.

Figure 40



Modification des réseaux trophiques.

Pour ce qui concerne **l'influence de plans d'eau sur le cours d'eau aval**, les études portent sur les différences entre les flux sortant et flux entrant, sur les concentrations ou leur variabilité, et/ou sur la spéciation du P. En général, les flux diminuent pour les lacs naturels, mais la contribution aux flux des formes dissoutes et organiques (y compris PP organique) est plus élevée, de façon moins prononcée pour des lacs en tête de bassin. Ce transfert sélectif s'accompagne également d'une moindre variabilité des concentrations, surtout en PP, associée à des effets retards dont le pas de temps dépend de la taille, profondeur et morphométrie du plan d'eau. Ces résultats valent pour des lacs naturels : on peut tenter de les extrapoler aux retenues, faute d'études équivalentes, et donc s'attendre aux effets suivants :

- une modification des flux et de la spéciation du phosphore dans le réseau hydrographique aval, avec probablement une baisse du P total mais une meilleure fourniture en SRP en moyenne lors des étiages, une injection constante de PP organique et globalement des formes plus biodisponibles ;
- un accroissement de la productivité du cours d'eau, et de son rapport hétérotrophie/ autotrophie, notamment lors des étiages et marqué surtout en tête de bassin ;
- un changement (accroissement ou baisse) du risque d'eutrophisation de l'hydro-système global, en lien avec l'évolution respective des teneurs en phosphore biodisponible et nitrate.

Ces modifications sont interprétées par certains auteurs comme une modification de l'ordre du cours d'eau, « virtuellement » augmenté par suite de la présence en amont d'une retenue. Le retour à des conditions de dynamique du phosphore *in-stream* classiques est estimée à une courte distance, de l'ordre de 1 à 4 km, après un lac ou un réservoir de barrage de surface élevée (>300 km<sup>2</sup>).

Au final, nombre des études analysées portent sur les lacs, et non sur les retenues ou barrages d'origine anthropique. Il semble que **les lacs et retenues sont, pour ce qui concerne le phosphore, le siège des mêmes processus, soumis à des facteurs de contrôle équivalents**. Des différences apparaissent toutefois concernant : la rétention du phosphore, plus forte en lac, la distribution spatiale du stock sédimentaire et de ses propriétés, et l'existence d'une charge interne initiale pour les retenues (sol et végétation inondés) qui doit absolument être prise en compte.

Selon la puissance de la charge interne globale productrice de phosphore SRP à partir de stocks accumulés, l'intensité des échanges entre les différents compartiments du système et les stocks, **une retenue peut se comporter comme un puits ou au contraire une source** de P total, ou comme une source de phosphore facilement biodisponible au fort pouvoir eutrophisant. Compte tenu de l'évolution du stock de P benthique et du développement progressif de l'anoxie, le stockage de P n'est pas forcément durable. La composition chimique du phosphore sédimentaire est donc un indicateur essentiel. La composition étant en partie héritée du bassin versant et de son occupation du sol, ces paramètres sont à prendre en compte pour prévoir le risque d'eutrophisation, ou le minimiser à travers des choix de caractéristiques morphométriques de la retenue quand c'est possible. Ils sont aussi utiles à considérer pour gérer à long terme, les stocks constitués.

## Influence sur les teneurs en éléments traces métalliques

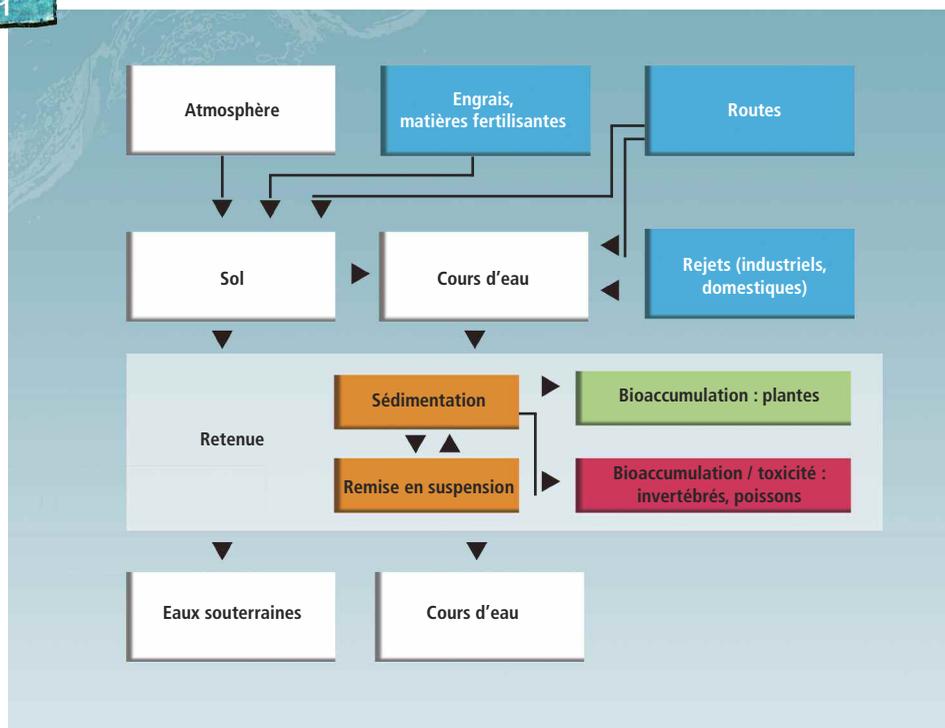
La question des éléments traces métalliques (ETM)<sup>26</sup> dans les retenues est surtout abordée pour les barrages ou les ouvrages de décantation des eaux pluviales ou de stabilisation des boues d'épuration, le plus souvent sous l'angle des processus géochimiques à l'œuvre, principalement dans les sédiments, en lien avec la biodisponibilité des ETM. Un certain nombre d'ETM sont des « substances prioritaires » au titre de la directive 2000/60 pour l'eau (DCE), et il convient donc d'évaluer les risques associés et de minimiser leurs impacts.

### ■ Des éléments essentiellement associés aux particules, sous des formes variées

Les sources d'ETM dans une retenue sont principalement les dépôts atmosphériques, le lessivage des sols ayant reçu des engrais ou des matières fertilisantes (y compris boues résiduelles des STEP), le ruissellement à partir du réseau routier, les apports du bassin versant amont par les cours d'eau alimentant la retenue. Les dépôts atmosphériques sont en général faibles par rapport aux apports du bassin versant amont. La retenue agit comme un « filtre à particules », où **les ETM, associés aux matières en suspension**, sédimentent, et sont susceptibles d'être remis en suspension lors de crues ou de vidanges. Ils peuvent également être accumulés par les plantes, les invertébrés, ou les poissons (Figure 41, page suivante). D'un point de vue géochimique, la distribution des ETM entre l'eau et les sédiments est contrôlée par leur **spéciation**, que les études s'attachent à décrire. Les ETM sont en effet des cations qui peuvent être associés à cinq fractions : échangeable (F1), liée aux carbonates (F2), liée aux oxydes de fer et de manganèse (F3), liée à la matière organique (F4), résiduaire (minérale, géogène – F5), la fraction F1 étant considérée comme la plus labile, c'est-à-dire disponible.

26 - Les éléments traces métalliques sont conventionnellement définis comme les métaux dont la concentration naturelle moyenne dans la croûte continentale supérieure est inférieure à 1000 mg.kg<sup>-1</sup>. Parmi eux, certains sont indispensables au fonctionnement des processus biologiques : ce sont les oligo-éléments. Ils peuvent néanmoins s'avérer toxiques pour diverses formes de vie, à des teneurs plus élevées (ex : Cu et Zn). Il en va de même pour d'autres ETM dont le caractère indispensable n'est pas démontré (ex. : Cd, Hg et Pb).

Figure 41



Sources et devenir des ETM dans une retenue.

Les ETM peuvent être mesurés dans différents maillons des réseaux trophiques (biofilms, invertébrés, poissons), avec des concentrations plus élevées dans les premiers maillons (biofilms, invertébrés). Les mesures s'appuient sur l'échantillonnage de sédiments, puis l'analyse des métaux par des méthodes classiques. Les **méthodes d'interprétation** s'appuient soit sur des indices d'enrichissement, par rapport à un « fond géochimique » de référence, soit à la comparaison des concentrations mesurées à des normes de qualité.

Le devenir des ETM est étroitement lié à celui des sédiments : les concentrations les plus élevées sont relevées sur les fractions fines ( $\leq 10 - 25 \mu\text{m}$ ) et organiques. Une remobilisation des fractions fines lors des crues entrainera donc également des ETM. Leur transfert vers les eaux souterraines n'a par contre été que peu abordé, dans des contextes difficilement transposables (recharge de la nappe par des eaux usées). Le marnage, qui modifie les conditions rédox des sédiments est susceptible d'induire une redistribution des ETM dans les fractions géochimiques. Cet aspect n'est toutefois que peu abordé.

### ■ Pour des effets sur différents compartiments biologiques

**Les plantes** peuvent agir de deux façons sur le devenir des ETM : certaines induisent une concentration plus élevée dans l'eau interstitielle des sédiments, ce qui favorise alors leur mobilité vers la colonne d'eau ; certaines hyper-accumulent les ETM, alors que d'autres au contraire (certains macrophytes) ont un effet stabilisateur des ETM dans le sédiment. Des teneurs élevées d'ETM dans des blooms algaux ont par ailleurs été mis en évidence dans des zones où les sédiments étaient fortement contaminés. **Les invertébrés** accumulent de plus fortes concentrations que **les poissons**, sans doute par suite d'une excrétion accrue pour les niveaux trophiques plus élevés. Pour ces derniers, l'accumulation est corrélée à la somme des fractions F1 et F2. Hormis pour les formes organiques du mercure, les ETM ne sont pas bioamplifiés.

### Influence sur le devenir des produits phytosanitaires

Les types de retenues étudiés dans le cadre de cette problématique sont divers : retenues à vocation piscicole, étangs de terme, bassins d'orage, barrages pour divers usages, retenues collinaires pour irrigation, systèmes naturels. Les études vont d'expérimentations en microcosmes, pour étudier les processus de sorption, jusqu'à des suivis en conditions naturelles sur sites réels, pour y aborder le plus souvent l'occurrence des pesticides, dans les phases aqueuse et/ou sédimentaire, en passant par des expérimentations en mésocosme, pour

étudier le devenir des pesticides dans les différents compartiments en situation contrôlée. Les suivis *in situ* correspondent à des échantillonnages de la colonne d'eau ou de sédiments, soit entre l'entrée et la sortie, soit pour déterminer la répartition spatiale des concentrations au sein d'une même retenue. Une difficulté dans l'étude du devenir des pesticides dans l'environnement est leur grande variété : l'ensemble des études abordent ainsi 97 molécules aux caractéristiques physico-chimiques contrastées<sup>27</sup>, dont 41 sont interdites en France.

## ■ Des processus de différents types

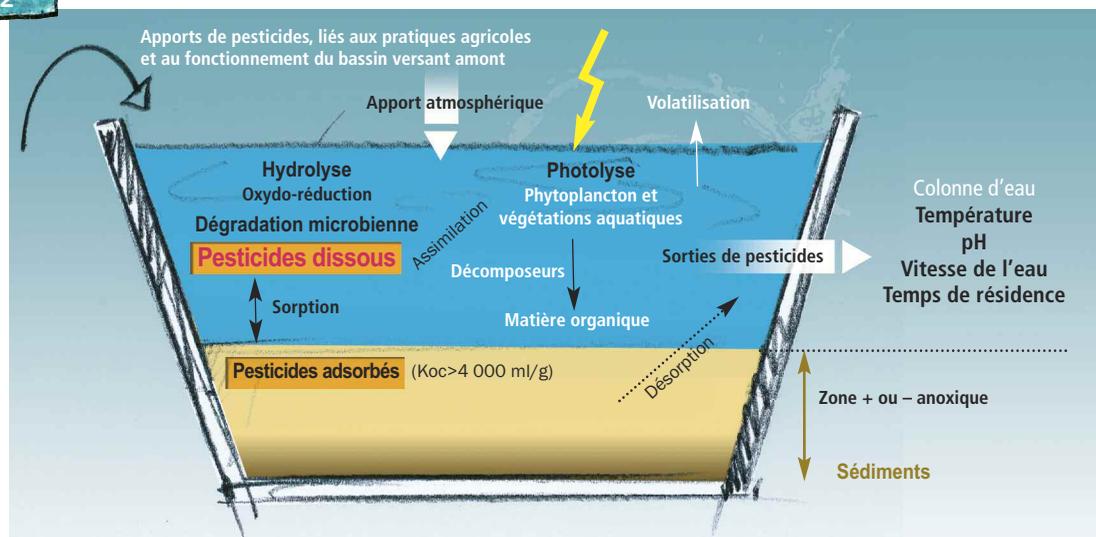
**Les pesticides** entrant dans une retenue proviennent essentiellement des apports depuis le bassin amont, en lien avec l'occupation des sols, les pratiques agricoles et la présence d'éventuels aménagements. Sauf exception (molécules anciennes dans des bassins peu anthropisés), les apports atmosphériques sont peu significatifs par rapport aux apports via le bassin versant amont. Outre les processus de dissipation cités ci-dessous, les flux sortants sont constitués des flux vers le cours d'eau aval, ou la volatilisation, rarement étudiée. Selon le volume et la concentration respectifs de la contribution du bassin versant amont et de l'eau de la retenue, la dilution du pesticide entrant dans la retenue sera plus ou moins marquée. Les processus mis en jeu dans les retenues contribuant à la dissipation des pesticides sont de 3 ordres (Figure 42).

**Des processus physiques de sorption sur les sédiments.** Le Koc (coefficient de partage carbone organique/eau), intrinsèque à une substance active, est le paramètre qui permet de caractériser l'intensité du processus. Plus il est élevé, plus le pesticide sera adsorbé. Pour une molécule donnée, les paramètres qui influent l'adsorption sont le pH, la teneur en matière organique, la granulométrie des sédiments. Une teneur élevée en MO ou une granulométrie fine favoriseront l'adsorption. Les argiles ne retiennent pas les composés anioniques en raison de la charge négative en surface de l'argile. Le processus inverse de désorption depuis les sédiments est également important, mais plus difficile à étudier, et sujet à une hystérésis marquée.

**Des processus chimiques.** La plupart des composés pesticides étudiés est stable dans l'eau, et l'hydrolyse ou photolyse ne sont que rarement majoritaires. La photolyse est d'autant plus forte que la molécule est proche de la surface et accessible aux rayons du soleil (influence de la turbidité).

**Des processus biologiques.** La dégradation bactérienne représente en général la voie majoritaire de dégradation des pesticides. Ces processus ont lieu au niveau des interfaces : colonne d'eau/sédiment ou colonne d'eau /biofilm ou dans les sédiments. Les paramètres pour quantifier cette dégradation biologique sont les temps de demi-vie (DT50) pour les différents compartiments. Dans la phase eau, la moyenne et la médiane des DT50 sont de 45 jours (écart type 54 jours) et 28 jours. Dans la phase sédiment, la moyenne s'élève à 105 jours (écart type 150 jours) et la médiane à 48 jours. La dégradation semble plus faible dans la phase sédiment, en raison de l'anoxie, que dans la colonne d'eau. La végétation peut également participer à la rétention en ralentissant les écoulements, et en favorisant le développement d'une activité biologique, voire plus rarement en les assimilant. De façon générale, les métabolites, résultats de la dégradation des molécules, ne sont que peu abordés dans la littérature scientifique.

Figure 42



Processus gouvernant le devenir des pesticides au sein d'une retenue.

27 - Ces caractéristiques sont classiquement disponibles dans plusieurs bases de données.

## ■ Pour des effets convergents

La présence de pesticides est avérée dans la colonne d'eau de nombreuses retenues étudiées. Elle est étroitement liée aux pratiques agricoles sur le bassin amont et à ses caractéristiques, ainsi qu'aux caractéristiques des molécules (DT50 et Koc notamment) et montre une saisonnalité en lien avec les usages sur ce bassin, ce qui va dans le sens d'une dissipation des pesticides. Certains pesticides peuvent être retrouvés dans les sédiments alors qu'ils ne sont pas détectés dans la colonne d'eau. Certaines études montrent une présence plus forte sur les fractions fines de sédiments, et supposent que la dégradation est favorisée dans les éléments grossiers, alors que d'autres montrent une répartition bimodale. Les teneurs sont plus fortes sur la couche 0-15 cm, sauf pour des molécules anciennes, que l'on peut retrouver dans des couches plus profondes. Un gradient de pollution amont/aval est également mis en évidence sur les sédiments.

Au final, **une retenue apparaît toujours comme un puits pour les pesticides**, où les concentrations mesurées sont du même ordre que les concentrations mesurées dans la rivière amont, et plus fortes que dans la rivière aval. Le devenir à long terme des pesticides adsorbés dans la première couche de sédiments mériterait d'être étudié. Les processus de rétention des pesticides dépendent de nombreux facteurs tels que la topographie, l'occupation du sol, le type de sol de la surface contributive, la saisonnalité des écoulements (réponse hydrologique du versant amont), le temps de résidence dans le réservoir (morphologie du réservoir, profondeur notamment), la teneur en matière organique, en argile, le pH, les conditions redox, la présence et le type de végétation, les propriétés physico-chimiques des pesticides.

## Effet d'une retenue sur les gaz à effet de serre et la séquestration du carbone

Les gaz à effet de serre (GES) fortement incriminés dans les impacts potentiels des retenues sont le gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ), le méthane ( $\text{CH}_4$ ), le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ). La séquestration du carbone a été associée à cette interrogation car l'enjeu associé est de réduire les émissions de  $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$ . En effet, la redistribution à long terme du carbone atmosphérique dans d'autres compartiments réduit le bilan des émissions de GES. Certaines études abordent un seul de ces éléments, d'autres les abordent ensemble, en même temps parfois que la séquestration du carbone. L'effet d'une retenue seule sur les gaz à effet de serre n'est certainement pas significatif, et n'a pas de lien direct avec la qualité de l'environnement aquatique, qui est le sujet de cette expertise. Toutefois, compte tenu du nombre élevé de ces aménagements à l'échelle globale, il a semblé pertinent de chercher à évaluer si leur effet cumulé est significatif ou non. Ce paragraphe analyse d'abord les processus en jeu à l'échelle d'une retenue isolée.

## ■ Processus en jeu

Figure 43

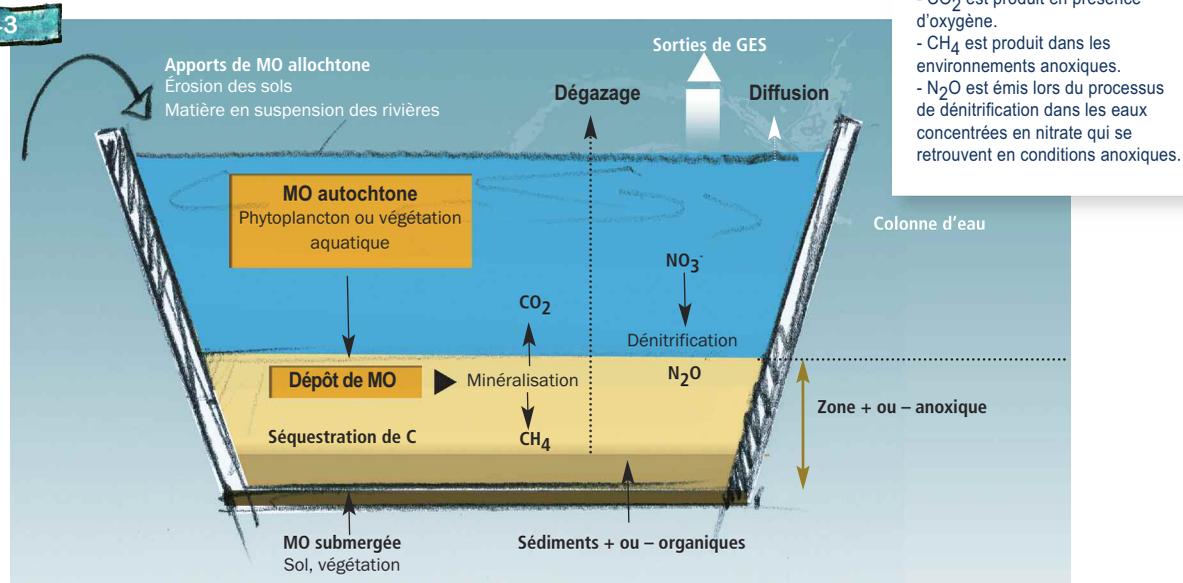


Schéma simplifié du devenir du carbone et d'émission de gaz à effet de serre (GES) dans une retenue. MO = matière organique.

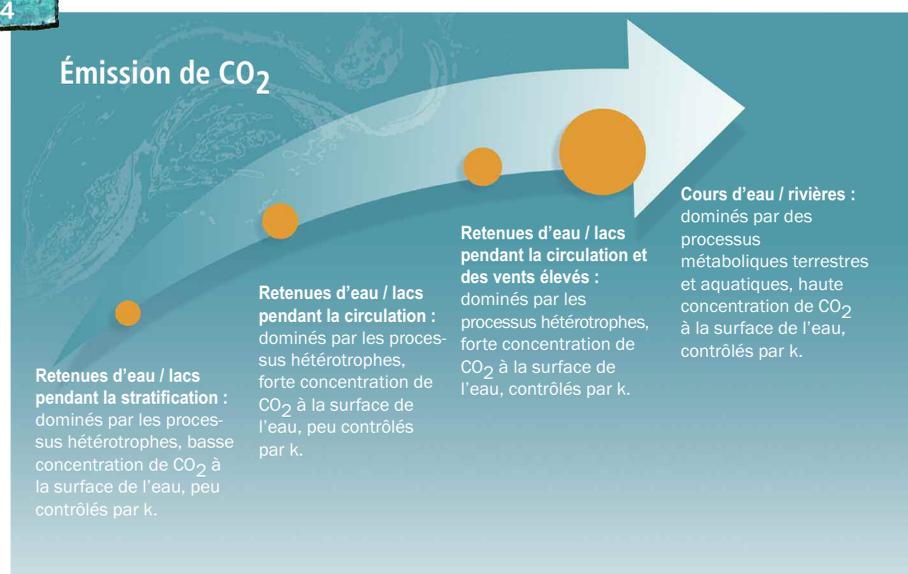
Du carbone organique (CO) est généralement présent dans les retenues. Il provient de la matière organique (MO) du sol inondé par la mise en eau de la retenue et de la décomposition de la biomasse submergée, de la MO issue par la sénescence de la production primaire dans la retenue, de la MO apportée par les sédiments issus de l'érosion des sols environnants. Son accumulation dans la retenue est considérée comme une séquestration du C atmosphérique, à plus ou moins long terme. Les retenues sont également à l'inverse des sources de GES car d'une part l'inondation par les retenues de surfaces végétalisées supprime le stockage de C induit par la photosynthèse de la végétation, d'autre part la MO stockée peut libérer en se minéralisant du dioxyde de carbone et du méthane (Figure 43).

### ■ Effets observés, déterminants

Les flux de GES sont mesurés selon des techniques différentes selon que les études cherchent à mesurer les échanges atmosphériques à la surface de la retenue (méthodes diffusives), le dégazage à partir des sédiments au fond de la retenue, ou les concentrations en gaz dans la colonne d'eau (sonde multiparamètres ou analyse par chromatographie en phase gazeuse après échantillonnage).

Les flux de CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> mesurés sont très variables, allant de 700 à 4500 mg/m<sup>2</sup>/jour pour le CO<sub>2</sub> à 3 à 4500 mg/m<sup>2</sup>/jour pour le CH<sub>4</sub>. Ils varient notamment en fonction de la quantité et de la qualité de MO inondée, de l'âge de la retenue (la MO inondée résiduelle devient moins labile), de la température de l'eau qui accélère les réactions de décomposition, et de l'importance de la production primaire : le cycle de vie de cette dernière induit une saisonnalité des fonctions puits et source. La présence d'une stratification, qui s'accompagne d'une baisse des teneurs en O<sub>2</sub> en profondeur, et oriente l'activité bactérienne à l'origine des émissions de GES, est également un facteur d'influence. En milieu tempéré, il existe ainsi une saisonnalité de l'émission de CO<sub>2</sub> liée à la stratification : en été les retenues sont des puits de CO<sub>2</sub> consommé par la production primaire, plutôt en surface. À la reprise hydrologique, cette couche superficielle se mélange avec des couches plus profondes et plus concentrées en CO<sub>2</sub> issu de la minéralisation de la MO. Les réservoirs deviennent alors des sources de CO<sub>2</sub>. Les émissions de CO<sub>2</sub> par les rivières sont toutefois plus importantes que celles des réservoirs, du fait que les eaux des rivières sont sursaturées en CO<sub>2</sub>, dont la turbulence des écoulements favorise l'émission vers l'atmosphère (Figure 44).

Figure 44



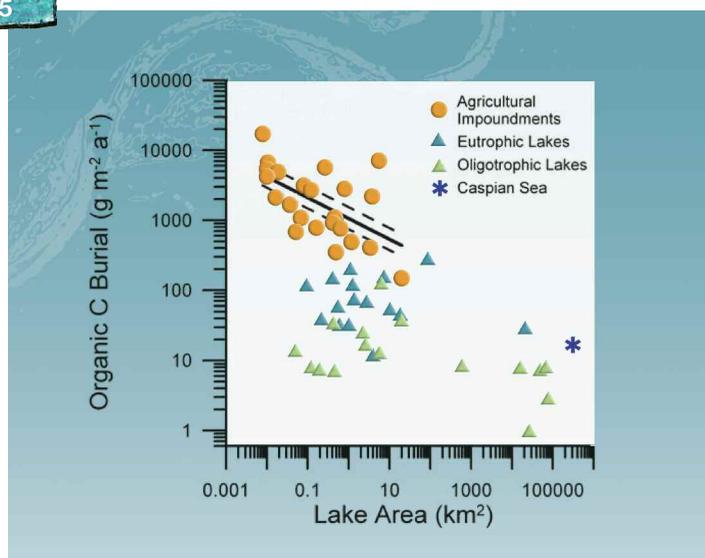
Présentation schématique de l'effet de différents mécanismes de régulation sur les émissions de CO<sub>2</sub> (par unité de surface) des rivières et lacs peu ventés. k est la vitesse de transfert du gaz. Le flux de CO<sub>2</sub> est égal à la différence des concentrations de CO<sub>2</sub> dans l'eau et dans l'air, multiplié par k :  $FCO_2 = (CO_2 \text{ water} - CO_2 \text{ air}) \times k$ . Halbedel 2013.

À l'inverse, les retenues se comportent systématiquement comme des sources de CH<sub>4</sub>, et les émissions, qui semblent liées au taux d'accumulation de sédiments organiques, l'emportent sur celles issues de rivières. Une profondeur de retenue faible semble favoriser l'émission de CH<sub>4</sub>, sans doute parce qu'alors la diffusion de ce gaz vers l'atmosphère se produit avant que son oxydation en CO<sub>2</sub> ne survienne. Le dégazage de CH<sub>4</sub> à partir des sédiments dépend par ailleurs de la pression atmosphérique et de la température.

Pour ce qui concerne la séquestration du carbone organique dans une retenue, elle est liée au taux annuel net d'accumulation de sédiments. Pour un ensemble de petites retenues agricoles, le taux de séquestration de C est ainsi positivement corrélé à la surface du bassin versant amont, mais négativement à la surface de la retenue, la sédimentation par unité de surface devenant moins « efficace » quand la surface de la retenue s'accroît. Ces flux varient entre 148 et 17 000 g C /m<sup>2</sup>/an. Les petits réservoirs sont plus efficaces que les grands dans la séquestration de C et semblent également plus efficaces que les lacs naturels (Figure 45). Pour des étangs d'aquaculture, le flux de C stocké est estimé entre 28 et 333 g /m<sup>2</sup> /an, plus faible que celui de grands barrages en rivière et de petites retenues eutrophes en région agricole, mais plus élevé que pour les lacs naturels.

Les études traitant des émissions de N<sub>2</sub>O sont peu nombreuses, elles concluent à des émissions modérées, semblables à celles des lacs naturels.

Figure 45



Quantité de carbone séquestré par unité de surface et par année, en fonction de la nature du plan d'eau et de sa surface. Downing 2008.

**Au final, les retenues peuvent dans le même temps séquestrer du carbone sous forme de matière organique, et contribuer à l'émission de CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>.** Ce comportement dépend des caractéristiques des retenues elles-mêmes (âge, profondeur, taille, climat...) et de leur environnement (apport de nutriments pour le développement de biomasse primaire, apport de sédiments organiques...), et peut fortement varier dans le temps, avec un effet saison souvent mis en évidence. Pour les retenues installées sur des rivières, il semble que l'émission de CO<sub>2</sub> soit plus importante dans la rivière que dans la retenue, l'ordre étant inversé pour CH<sub>4</sub>. Du point de vue méthodologique, il serait nécessaire de prendre en compte à la fois la variabilité spatiale (mesures effectuées souvent en un seul point de la retenue) et temporelle (saisonnalité et variabilité inter-annuelle) des processus pour pouvoir aboutir à des bilans complets des flux en jeu.