

Production vs Respiration: un critère d'évaluation du fonctionnement des rivières ?

Josette Garnier et Gilles Billen

UMR Sisyphe, Boite 123, Tour 26, Etage 5, 4 place Jussieu, 75005 Paris

Josette.Garnier@ccr.jussieu.fr

<i>Production vs Respiration: un critère d'évaluation du fonctionnement des rivières ?</i>	1
1. <i>Introduction</i>	1
2. <i>Scénarios de contraintes anthropiques</i>	4
2.1. L'Etat 'Pristine'.....	5
2.2. L'Etat 'Rural Traditionnel'.....	5
2.3. Scénarios de traitement des eaux usées.....	5
3. <i>Fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin dans les diverses hydro-écorégions</i>	6
3.1. Caractéristiques moyennes des Hydro-Ecorégions.....	7
3.2. Fonctionnement écologique.....	9
4. <i>Les axes majeurs du bassin de la Seine</i>	15
4.1. Variations saisonnières des P vs R dans les grands axes.....	15
4.2. Explorations des variations saisonnières des P vs R dans les grands axes.....	16
4.3. Variations longitudinales des P vs R dans l'axe de la Seine de Paris à Poses.....	17
5. <i>Vers une traduction des P vs R en terme de critères de qualité des eaux</i>	18
6. <i>Généralisation du P vs R à l'échelle de grands sous-bassins</i>	19
7. <i>Conclusions et perspectives</i>	20
8. <i>Bibliographie</i>	21

1. Introduction

La caractérisation de l'Etat ou du fonctionnement des écosystèmes aquatiques est actuellement l'objet de nombreux débats, suscités par la mise en œuvre de la nouvelle Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Sous l'angle de la biogéochimie, le fonctionnement d'un écosystème, et la qualité de l'eau qui en résulte, dépend très largement de l'équilibre entre les deux fonctions essentielles de *production* de matière organique vivante à partir d'éléments inorganiques (**production primaire nette**, autotrophie), et de *reminéralisation* de cette matière organique en éléments minéraux (**respiration**, hétérotrophie). Le rapport Production/Respiration (**P/R**) est ainsi un bon critère, très général, du mode de fonctionnement de tout écosystème (Figure 1, a, b, c), (Garnier et al., 1998 ; Garnier et al., 2001).

En milieu fermé, les deux fonctions d'autotrophie et d'hétérotrophie ont tendance à s'équilibrer sur une certaine durée. Le rapport P/R est de 1, tandis que l'intensité de la production

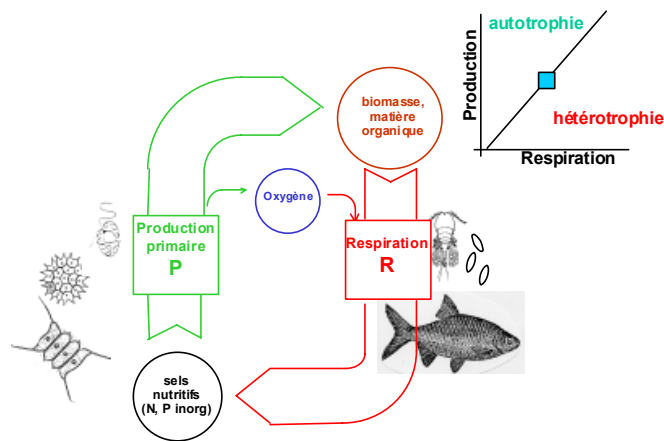
caractérise elle-même la dynamique du milieu, sa capacité à faire circuler la matière entre les constituants de l'écosystème (Figure 2, a).

Un milieu recevant de l'extérieur des apports de matière organique, pourra soutenir une respiration plus intense que la production. Le rapport $P/R < 1$ traduit alors l'hétérotrophie dominante du système, qui consomme plus de matière organique (et donc plus d'oxygène) qu'il n'en produit. Un tel système est donc en déficit d'oxygène. Il exporte ou accumule des éléments biogènes inorganiques, en fonction des apports extérieurs de matière organique qu'il reçoit (Figure 3, b).

A l'inverse, un milieu recevant de l'extérieur des éléments biogènes inorganiques, peut développer une production primaire plus intense que celle qui peut être soutenue par la reminéralisation de la matière organique produite. Le rapport $P/R > 1$ d'un tel milieu traduit son autotrophie dominante. Un tel milieu produit plus de matière organique (et d'oxygène) qu'il n'en consomme par la respiration. Cette matière organique peut être exportée, mais aussi s'accumuler et à terme devenir consommatrice d'oxygène (c'est par exemple le cas de l'eutrophisation), (Figure 4, c).

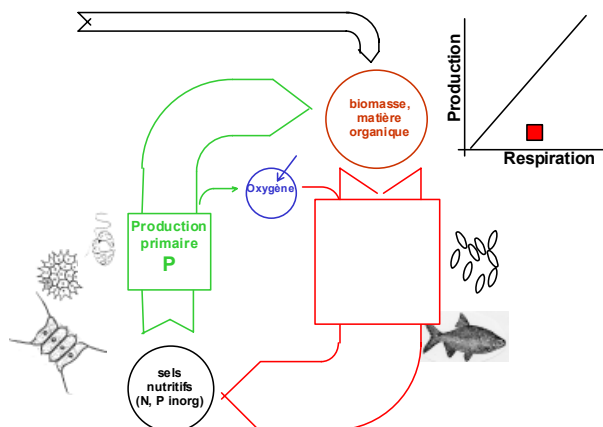
a)

Dans un milieu fermé, en équilibre, photosynthèse et respiration s'ajustent l'une à l'autre.



b)

Un apport extérieur de matière organique (d'eau usée par exemple) stimule la respiration et appauvrit le système en oxygène : c'est la pollution organique



c)

A l'inverse, un apport d'éléments nutritifs (phosphates des lessives, nitrates de l'agriculture...) conduit à une prolifération des algues : c'est l'eutrophisation.

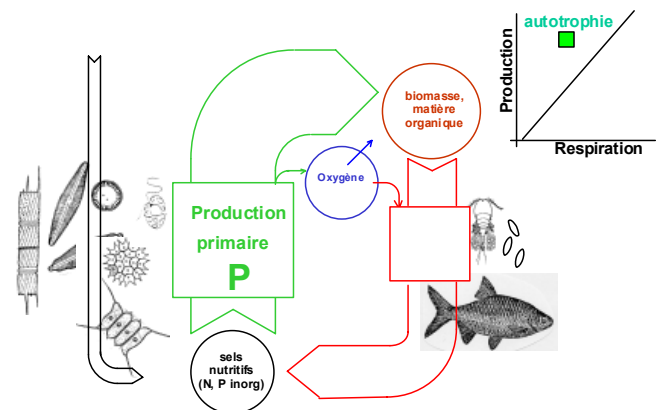


Figure 1. Equilibre Autotrophie - Hétérotrophie dans les écosystèmes

Les rivières sont par essence des milieux ouverts. Le rapport P/R traduit leur réponse fonctionnelle aux apports du bassin versant. Depuis que Vannote et al. (1980) ont introduit le concept du River Continuum (RCC) (Figure 2), on sait que les cours d'eau de tête de bassin, en milieu prairie forestier, sont essentiellement hétérotrophes, les apports de matière organique morte en provenance de la végétation terrestre du bassin versant représentant l'essentiel des apports trophiques, en l'absence d'une production primaire importante, inhibée par la faible luminosité et les taux de dilution très élevés. Plus en aval, l'élargissement des rivières, et la diminution du taux de dilution permet le développement des producteurs primaires, et le rapport P/R s'accroît jusqu'à l'autotrophie dominante. Plus en aval encore, voire dans les secteurs estuariens, l'accroissement de la profondeur et de la turbidité, et l'accumulation de matériel organique conduit à un nouveau passage à l'hétérotrophie.

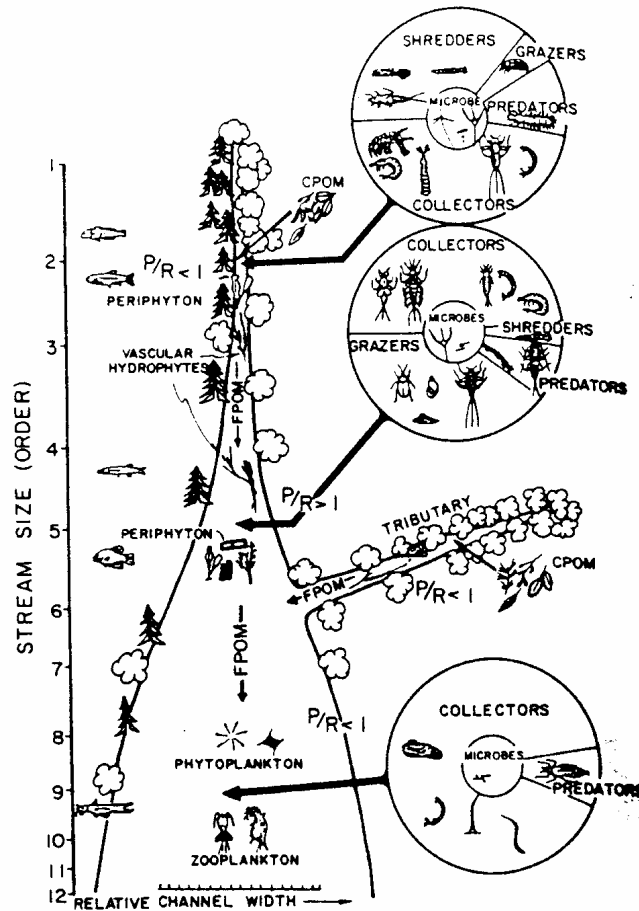


Figure 2. Distribution amont aval du fonctionnement trophique des systèmes constituant le 'river continuum' (d'après Vannote et al., 1980)

Ce schéma général, qui s'applique aux rivières prairies, est modifié considérablement sous l'effet des contraintes induites par l'anthropisation des cours d'eau et de leur bassin versant. Ainsi, sur la base de l'analyse des données disponibles pour les rivières de la façade Atlantique de l'Europe occidentale (Billen et al, 1995), nous avons montré comment les variations amont-aval de la production et de la respiration étaient altérées par la pollution organique et la contamination en nutriment, par la régulation du niveau des cours d'eau, par la suppression de la végétation riparienne, par l'implantation ou la suppression des annexes hydrauliques (Figure 3).

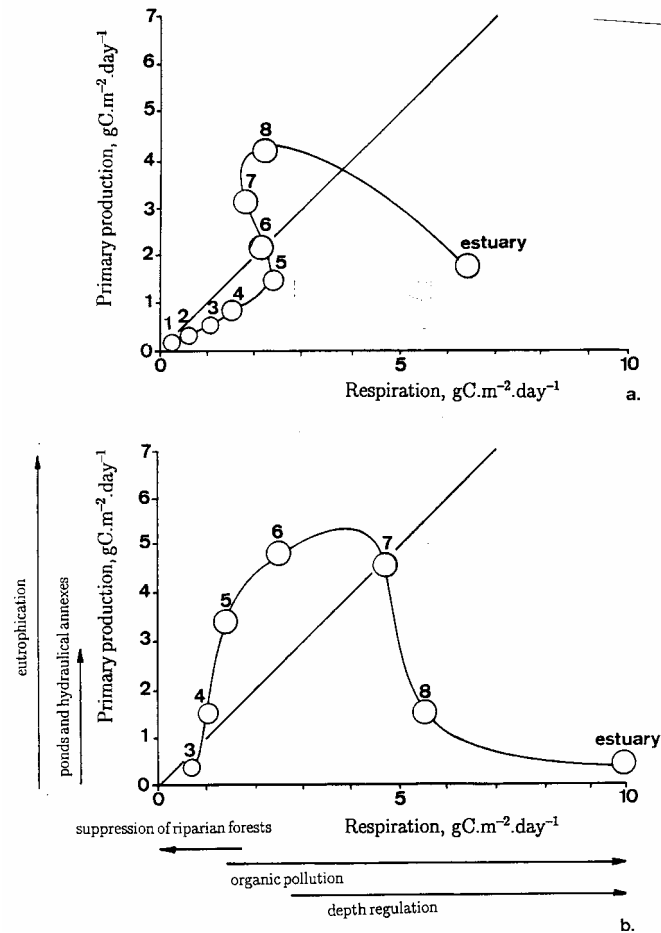


Figure 3. Variations amont aval (selon l'ordre de Strahler) de l'autotrophie et de l'hétérotrophie des cours d'eau Atlantiques d'Europe occidentale. (a) en situation pristine (b) sous l'effet des perturbations anthropiques. (d'après Billen et al., 1995);

L'objectif de ce rapport est d'explorer plus avant ces effets à l'aide d'une démarche de modélisation (modèle SENEQUE, Billen et al., 1994, Garnier et al., 1995, Billen et al., 2001), pour le cas particulier des cours d'eau du bassin de la Seine. Nous montrerons que le rapport P/R, accessible à la modélisation, constitue un indice pertinent du fonctionnement écologique et de son altération par l'activité humaine. La démarche a consisté à simuler le fonctionnement des différents cours d'eau du bassin de la Seine sous divers scénarios de contraintes anthropiques. Pour ce qui concerne les cours d'eau de tête de bassin, nous avons adopté une approche typologique, basée sur les caractéristiques physiques des différentes Hydro-Ecorégions définies par Wasson et al. (2002), qui ont servi de base à la délimitation des 'Masses d'Eau superficielles' au sens de la Directive Cadre. Les grands axes de rivières du bassin, par contre, qui traversent plusieurs Hydro-Ecorégions, doivent être considérés comme des objets complexes et ont fait l'objet d'une modélisation individualisée.

2. Scénarios de contraintes anthropiques

Les apports de matière, diffus ou ponctuels, en provenance du bassin versant sont les premiers déterminants du fonctionnement écologique des cours d'eau. Ils sont eux mêmes déterminés par le fonctionnement biogéochimique des systèmes terrestres du bassin, actuellement entièrement aménagés par l'Homme. L'histoire des aménagements humains du bassin versant a modelé, de façon souvent irréversible, le fonctionnement des milieux aquatiques, au moins autant que les contraintes hydrogéologiques ou climatiques.

Au cours de cette étude, nous avons tenté de décrire l'état des principaux types de masses d'eau de surface en fonction des différentes étapes de l'aménagement humain du bassin versant. Nous décrivons ainsi un certain nombre d'états marquant au cours de l'Histoire.

Nous avons ainsi cherché à simuler pour tous les cours d'eau du bassin de la Seine, l'état moyen actuel pour lequel l'approche de modélisation a pu être validée, mais également un état 'pristine' et un état correspondant au paysage rural traditionnel, tel qu'il devait caractériser le bassin de la Seine après la révolution agricole du Moyen Age (XI-XIIe siècles) et avant l'essor de l'industrialisation (XIXe siècle). Par ailleurs, nous avons exploré, à partir de la situation présente, les potentialités d'une généralisation des meilleurs procédés disponibles pour le traitement des eaux usées.

2.1. L'Etat 'Pristine'

En l'absence de toute présence humaine dans le bassin versant, le réseau hydrographique de la Seine ne recevait pour tout apport terrigène que les faibles flux de nutriments issus du lessivage des sols forestiers, auxquels s'ajoutent les apports périodiques directs de feuilles mortes de la végétation rivulaire. Un apport annuel moyen de 2 à 3 tonnes de matière organique par km de rivière, correspondant à 60 gN/km/jour, est ainsi pris en compte (Dawson, 1976 ; Cummins et al., 1980).

2.2. L'Etat 'Rural Traditionnel'

Les travaux menés dans le cadre du PIREN-Seine avec les équipes d'historiens ont permis de définir les grandes lignes du fonctionnement de l'hydrosystème Seine dans les conditions d'exploitation humaine des sols du bassin (agriculture-élevage) et du réseau hydrographique (étangs et moulins) depuis le Moyen-Age. Les apports diffus de nutriments ont ainsi été évalués à partir d'une occupation du sol où la forêt, les pâturages et les terres arables occupent une part égale du paysage, et où la rétention riparienne retient 60% des nitrates diffus. Une distribution d'étangs similaire à celle relevée dans les domaines cisterciens du XIII au XVIIIe siècle (Benoit et al., 2002 ; Barles et al., 2002) a été considérée partout. Nous avons choisi d'explorer les conditions de population correspondant à la fin du XVIIIe siècle, à un moment où Paris compte déjà 500 000 habitants. Compte tenu d'une activité artisanale significative, nous avons considéré en outre des rejets à la rivière correspondant à une charge brute de 1 millions d'équivalent habitants (80 t de MES/j, 20 tCorg/j, 10tN/j, 1.2 tP/j) (Billen et al., 1999).

2.3. Scénarios de traitement des eaux usées

Parmi les leviers d'une politique de réduction de la contamination en nutriments des eaux de surface, seule l'action sur les rejets ponctuels peut être efficace à court et moyen terme. L'action sur les apports diffus dans un bassin comme celui de la Seine, dotés d'aquifères à très longue inertie, ne pourrait se manifester qu'à beaucoup plus long terme. Nous avons donc choisi d'explorer tout d'abord les bénéfices qui pourraient résulter d'un traitement tertiaire du phosphore et de l'azote dans les stations d'épuration de l'ensemble du bassin de la Seine.

Traitement du phosphore

En raison du caractère ponctuel dominant des apports de phosphore aux eaux de surface dans le bassin de la Seine, la généralisation d'un traitement de déphosphatation à 90% des effluents urbains et industriels (techniquement réalisable) devrait conduire à une réduction sensible des transferts de phosphore dans le réseau hydrographique.

Traitement de l'azote

La généralisation d'un traitement de nitrification/dénitrification éliminant 50% de la charge azotée totale dans toutes les stations d'épuration du bassin de la Seine n'entraînerait qu'une diminution limitée des flux d'azote, leur origine diffuse étant prédominante.

3. Fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin dans les diverses hydro-écorégions

La définition des Masses d'Eau Superficielles adoptée pour le bassin de la Seine est basée sur le croisement avec l'ordre de Strahler des hydro-écorégions de rang 2 (définies par une étude du CEMAGREF (Wasson et al., 2002) sur base des caractéristiques géologiques et climatiques) (Figure 4). Pour chaque hydro-écorégion, peuvent être définies les contraintes morphologiques (longueur, pente surface de bassin versant) par ordre de Strahler, ainsi que les contraintes hydrologiques (pluviométrie, évapotranspiration) et hydrogéologiques (paramètres d'infiltration et d'écoulement phréatique) nécessaires comme données d'entrée au modèle SENEQUE. Nous sommes ainsi en mesure, à l'aide de ce modèle, de définir le fonctionnement biogéochimique-type des tributaires de tête de bassin de chaque ordre dans chaque zone hydro-écologique, en fonction des contraintes supplémentaires qu'exercent les apports diffus et ponctuels liés à l'occupation humaine du bassin versant dans les différents scénarios décrits ci-dessus.

Cette analyse est ici réalisée pour les 7 hydro-écorégions les plus représentatives du bassin :

- Ile de France
- Auréole Crétacée
- Table Calcaire de Haute Normandie
- Champagne humide
- Cote Calcaire Jurassique
- Bazois-Auxois
- Morvan

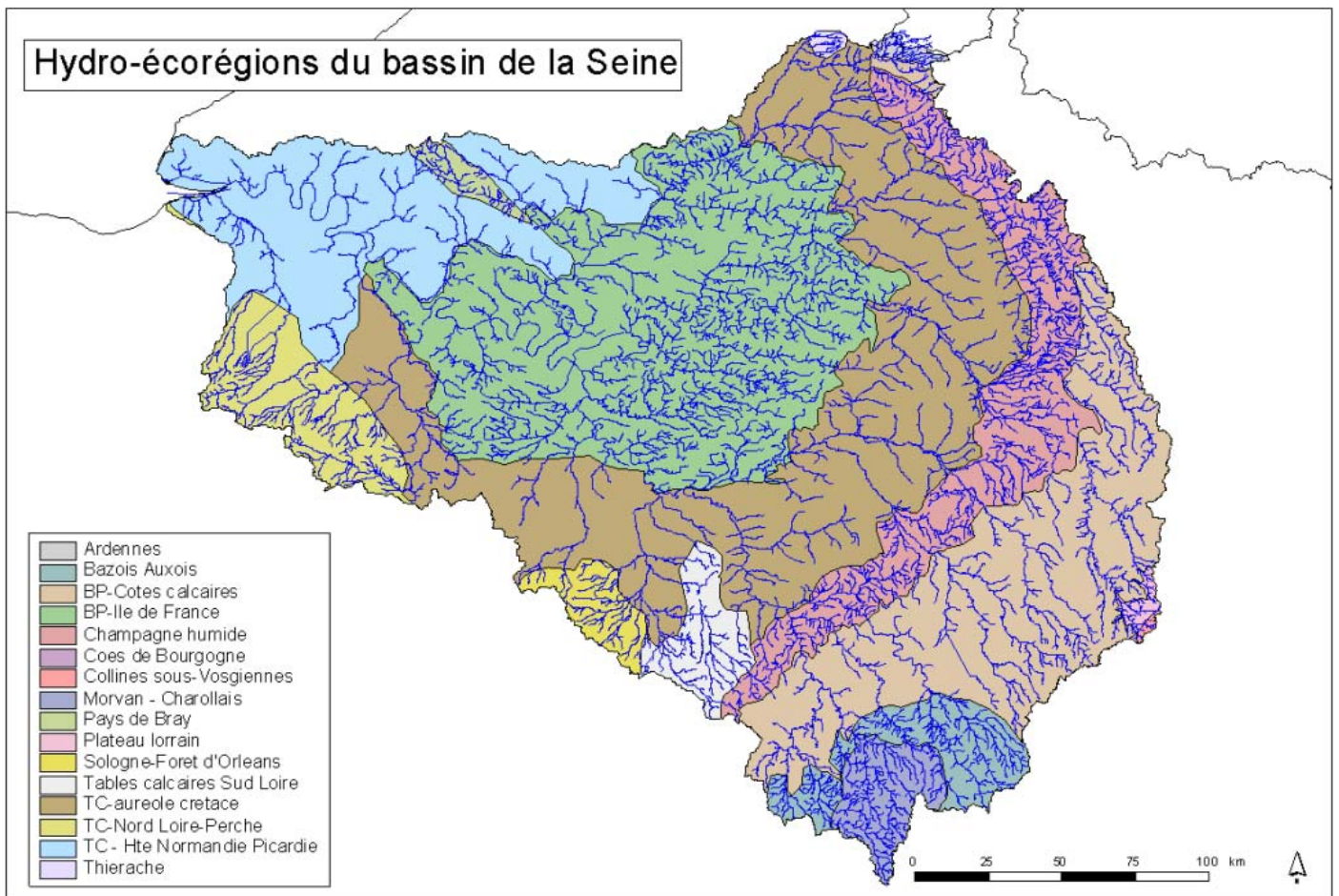


Figure 4. Les Hydro-écorégions de rang 2 (Wasson et al. 2002) dans le bassin de la Seine

3.1. Caractéristiques moyennes des Hydro-Ecorégions

Contraintes morphologiques et hydro-météorologiques

Les principales caractéristiques morphologiques du réseau hydrographique des 7 hydro-écorégions résultent de l'analyse par ordre de Strahler (Tableau 1). Ces régions diffèrent les unes des autres par la densité de drainage et par les caractéristiques des cours d'eau des différents ordres. Un cours d'eau d'ordre 5 est morphologiquement très différent dans le Morvan ou dans la Champagne crayeuse.

Tableau 1. Caractéristiques moyennes des réseaux hydrographiques dans les différentes hydro-écorégions, d'après l'analyse par ordre de Strahler. Les caractéristiques données pour l'ordre 5 sont parfois le résultat d'une extrapolation des tendances observées sur les ordres 1 à 3 ou 4, dans la mesure où ces hydroécorégions peuvent être trop petites pour contenir entièrement un cours d'eau d'ordre 5.

Hydro-écorégion		dens de drainage km/km ²	rapport De confl.	long. ordre 1 km	pente ordrel m/m	SBV ordrel km ²	SBV ordre 5 km ²
Ile de France	IDF	0.35	4.3	4	0.015	11.4	5850
Auréole Crétacée	CRE	0.24	3.1	12	0.0055	50	6895
Haute Normandie	CHN	0.19	3.1	6	0.0098	31	5395
Champagne humide	CHU	0.53	4.2	3	0.011	5.6	2710
Calcaire Jurassique	CJU	0.29	2.7	4.5	0.015	15.5	1930
Bazois Auxois	BAU	0.55	3.7	3	0.025	5.5	1995
Morvan	MOR	0.59	4	3.2	0.033	5.4	2160

Les conditions météorologiques diffèrent aussi largement entre ces différentes HER, conduisant à des débits spécifiques qui peuvent varier du simple au triple entre le centre et la périphérie du bassin (Figure 5).

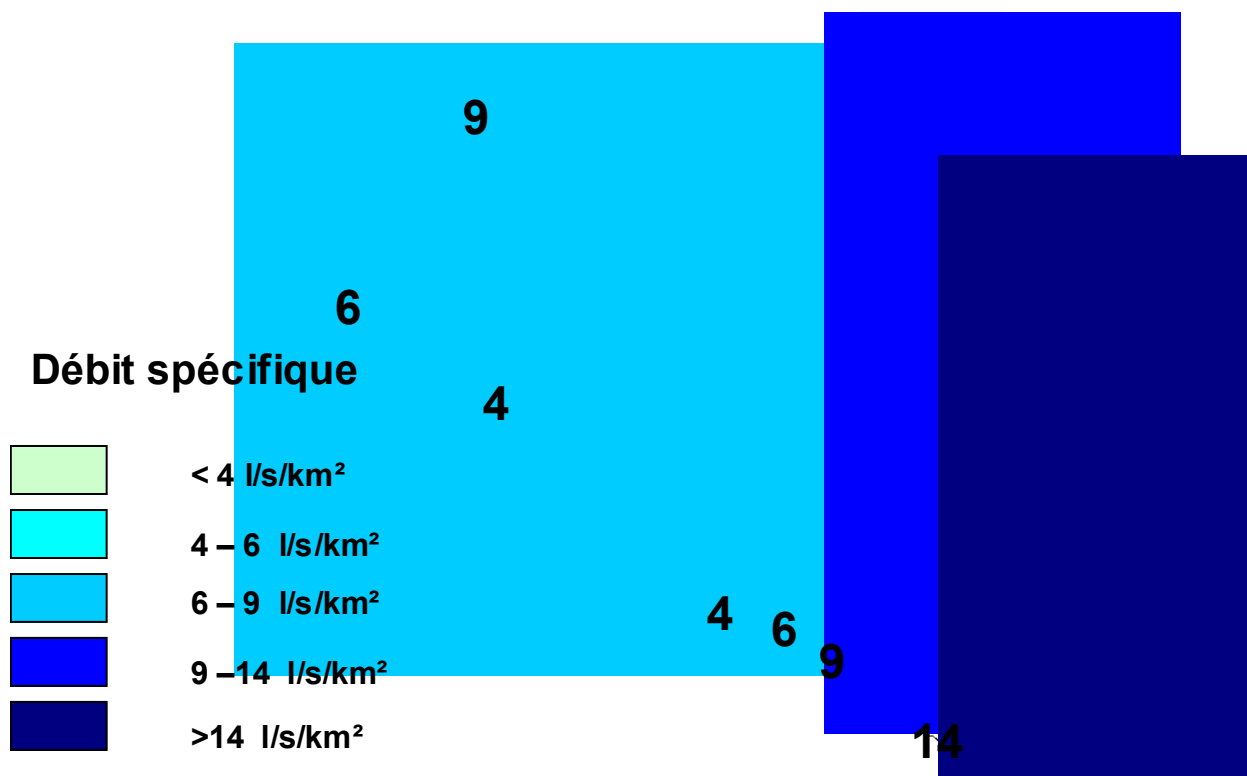


Figure 5. Débit spécifique moyen dans le bassin versant de la Seine (d'après Bédriot, 1978)

Les paramètres hydrogéologiques qui déterminent la part relative de l'écoulement superficiel et de l'infiltration profonde dans le devenir de la pluviométrie efficace, et donc aussi l'importance du débit de base par rapport au débit superficiel, diffèrent aussi entre hydro-écorégions, en raison de leurs caractéristiques lithologiques (Tableau 2).

Tableau 2. Paramètres hydrogéologiques retenus pour la simulation de l'hydrologie des bassins des différentes HER du bassin de la Seine.

Hydro-écorégion		sat sol	tx écouf sup	tx d'infiltr	tx d'écouf.nap
		mm	jour ⁻¹	jour ⁻¹	jour ⁻¹
Ile de France	IDF	30	0.0325	.02	0.006
Auréole Crétacée	CRE	60	0.005	.06	0.007
Haute Normandie	CHN				
Champagne humide	CHU	30	0.05	0.01	0.006
Calcaire Jurassique	CJU	30	0.035	0.04	0.008
Bazois Auxois	BAU				
Morvan	MOR	30	0.05	0.01	0.006

Caractéristiques actuelles de l'usage du sol et de la densité de population

Résultat d'une longue histoire des interactions entre les sociétés humaines et leur milieu, la répartition actuelle de l'occupation du sol et de la population est très contrastée entre les différentes HER (Tableau 3). En ce qui concerne les densités de population, les contrastes se sont accentués au cours des deux derniers siècles (Figure 6).

Tableau 3. Caractéristiques actuelles d'occupation du sol et de densité de population des différentes hydro-écorégions du bassin de la Seine.

Hydro-écorégion		surface	% surf.	% terres	% prairies	% forêt	Densité de popul.
		km ²	Urbanisée	arables			hab/km ²
Ile de France	IDF	18 478	12.6	52.6	8.1	26.3	627
Auréole Crétacée	CRE	19 305	3.6	73.7	7.9	14.4	75
Haute Normandie	CHN	8 685	6.0	45.2	29.2	18.3	30
Champagne humide	CHU	7 428	2.0	33.8	32.8	30	42
Calcaire Jurassique	CJU	11 913	1.0	39.9	17.8	41.3	26
Bazois Auxois	BAU	2 276	1.1	22.0	58.9	17.8	21
Morvan	MOR	1 548	0.9	1.8	46.9	49.5	19

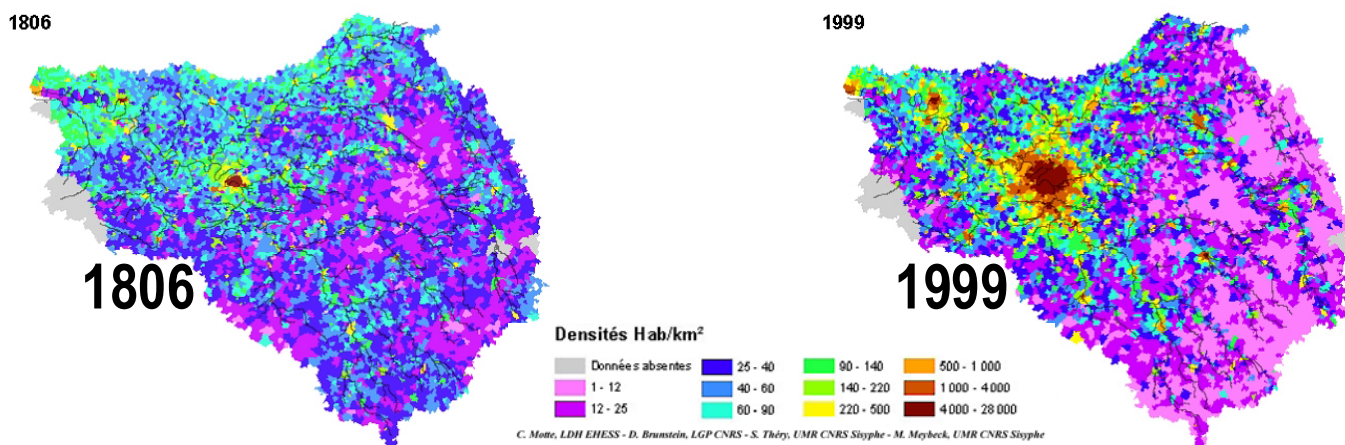


Figure 6 Evolution de la répartition de la densité de population dans le bassin de la Seine entre le début du XIXe et la fin du XXe siècle

3.2. Fonctionnement écologique

Le modèle SENEQUE a été utilisé pour calculer les variations saisonnières de la production primaire et de la respiration totale dans les cours d'eau des différents ordres des 5 principales HER du bassin, pour les différents scénarios d'anthropisation définis plus haut. La production primaire (production nette en $\text{gC}/\text{m}^2/\text{j}$) comprend la production phytoplanctonique et une production macrophytique, calculée pour une station typique à l'aide du module « macrofit » développé par Dufayt et al (2001). La respiration comprend la respiration bactérienne hétérotrophe, la respiration zooplanctonique et la respiration benthique. Les résultats sont présentés sous la forme de la trajectoire saisonnière du système dans le diagramme P/R. Dans une telle représentation, le système est autotrophe au dessus de la diagonale, hétérotrophe en dessous. L'hétérotrophie peut être qualifiée de grave lorsque la respiration dépasse 1 à 2 $\text{gC}/\text{m}^2/\text{j}$, ce qui correspond à une consommation d'oxygène de 3 à 6 $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{j}$.

Effet de la pluviométrie

Un test a tout d'abord été effectué pour évaluer l'effet de la pluviométrie sur les réponses du système en terme de rapport P/R. L'hydrologie n'influence pas de manière dominante le comportement des cours d'eau en terme de P/R, de sorte que les simulations ultérieures ont été réalisées uniquement sur une hydrologie moyenne (Figure 7).

L'exportation de nutriments à l'exutoire d'un bassin d'ordre 5, autre aspect du fonctionnement biogéochimique des cours d'eau, a été également calculée par le modèle. Les résultats sont, dans ce cas, plus sensibles à l'hydrologie (Tableau 4).

Tableau 4. Flux de nutriments exportés annuellement par un bassin d'ordre 5 dans la HER Ile de France sous le scénario d'anthropisation rural traditionnelle, pour différentes hydrologies.

	Année sèche (1990)	Année humide (1994)	Hydrologie moyenne
Export N ($\text{kgN}/\text{km}^2/\text{an}$)	376	449	317
Export P ($\text{kgP}/\text{km}^2/\text{an}$)	12	10.6	7.3
Export Si ($\text{kgSi}/\text{km}^2/\text{an}$)	1208	1670	1200
N:P:Si (mol)	69 : 1 : 111	93 : 1 : 174	96 : 1 : 182

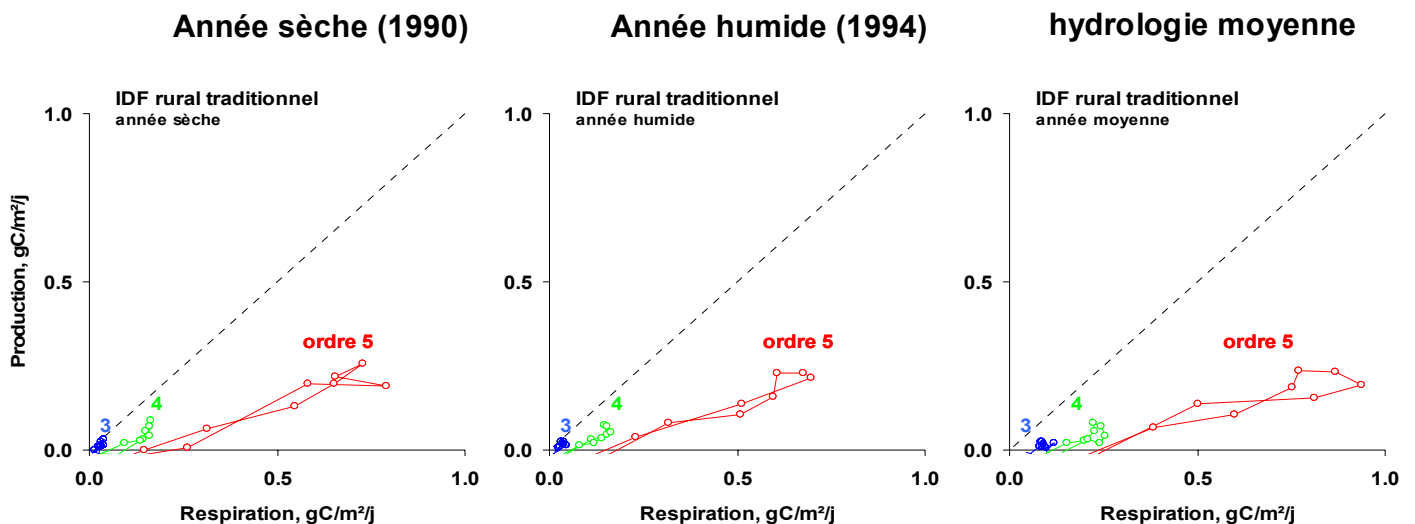


Figure 7. Variations saisonnières aux ordres 3, 4 et 5 de l'autotrophie et de l'hétérotrophie dans les cours d'eau de la HER Ile de France sous le scénario d'anthropisation rural traditionnelle, pour trois hydrologies contrastées.

Effet de l'anthropisation

Différents scénarios seront explorés sur l'hydro-écorégion « Ile de France », prise comme exemple pour appréhender l'effet de différents scénarios d'anthropisation sur la trajectoire saisonnière d'autotrophie-hétérotrophie aux ordres 3, 4 et 5 (Figure 8).

Il s'agit des scénarios suivant :

- Scénario pristine
- Scénario rural traditionnel
- Scénario 'actuel' avec une densité de population de 30 hab/km², avec collecte, mais sans traitement des eaux usées
- Du même scénario 'actuel' mais avec traitement des eaux usées par un procédé biologique secondaire (boues activés)
- Scénario 'actuel' mais avec une étape supplémentaire de traitement tertiaire, impliquant la déphosphatation à 90% de la charge, et la nitrification complète de la charge azotée.
- Scénario 'actuel' avec une densité de population de 150 hab/km², avec collecte et traitement des eaux usées par un procédé biologique secondaire (boues activés)

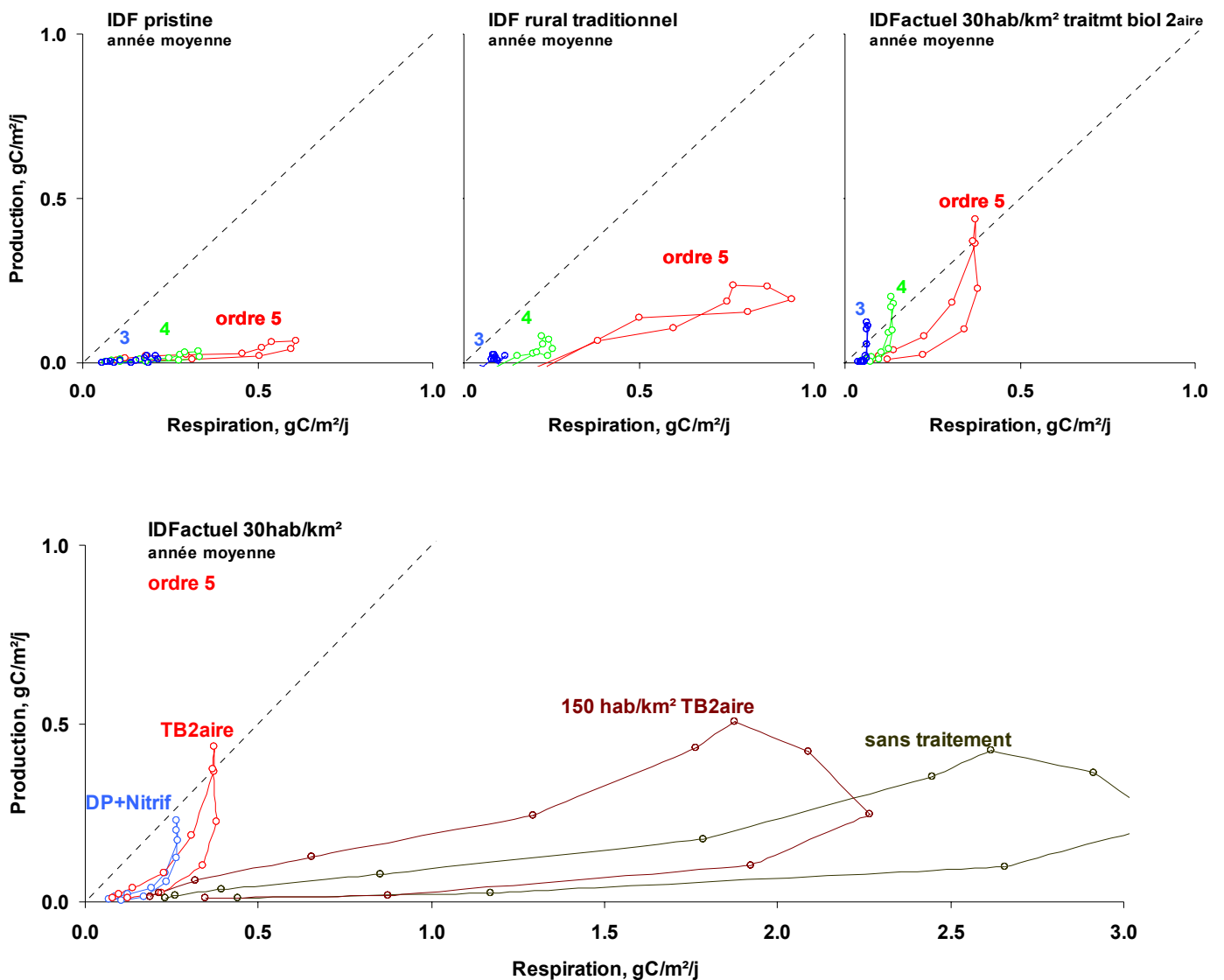


Figure 8 Variations saisonnières aux ordres 3, 4 et 5 de l'autotrophie et de l'hétérotrophie dans les cours d'eau de la HER Ile de France sous divers scénarios d'anthropisation du bassin

Les flux correspondants d'exportation de nutriments sont exposés dans le Tableau 5.

Tableau 5. Flux de nutriments exportés annuellement par un bassin d'ordre 5 dans la HER Ile de France sous divers scénarios d'anthropisation du bassin versant

	pristine	rural traditionnel	30 hab/km ² non traité	30 hab/km ² tmt bio 2 ^{aire}	30 hab/km ² tmt déphos	150h/km ² tmt bio 2 ^{aire}
Export N (kgN/km²/an)	100	317	1715	1720	1720	2030
Export P (kgP/km²/an)	4	7	27	27	7	120
Export Si (kgSi/km²/an)	1208	1200	1240	1240	1241	1270
N:P:Si (mol)	69 : 1 : 111	96 : 1 : 182	142 : 1 : 51	141 : 1 : 51	680 : 1 : 210	37 : 1 : 11

Ces résultats montrent à quel point la densité de population sur le bassin, et le mode de gestion des eaux usées produites, influencent le fonctionnement écologique du réseau hydrographique. Si le rejet sans traitement des eaux usées accroît évidemment largement le caractère hétérotrophe des têtes de bassins (de même qu'une densité de population de plus de 100 hab/km², même avec traitement biologique secondaire), le traitement des eaux usées avant rejet conduit au contraire à un accroissement très net de l'autotrophie du système par rapport à la situation pristine ou rurale traditionnelle, même avec un traitement tertiaire de déphosphatation.

Différences entre hydro-écorégions

Les mêmes scénarios ont été appliqués aux têtes de bassin des autres hydro-écorégions (Figure 9, Figure 10). Des différences notables apparaissent dues à la sensibilité des têtes de bassins à l'anthropisation, et notamment à la pollution organique. Ainsi, les petits cours d'eau d'Ile de France atteignent des niveaux d'hétérotrophie bien plus importants que les cours d'eau du Morvan soumis aux mêmes charges organiques. Les différences morphologiques entre hydro-écorégions (pente, densité de drainage) en sont sans doute à l'origine. La division en hydro-écorégion apparaît donc comme pertinente par rapport au fonctionnement écologique des cours d'eau, ce qui justifie *a posteriori* la démarche adoptée pour la délimitation des masses d'eau de surface. En revanche, l'exportation de nutriments azotés et phosphorés est surtout déterminée par l'usage du sol et la densité de population, sans que les caractéristiques morphologiques des différentes HER ne jouent un grand rôle (Figure 11). Ceci n'est toutefois pas vrai pour la silice, dont les flux d'exportation sont très liés à la lithologie, et peu dépendant de l'anthropisation.

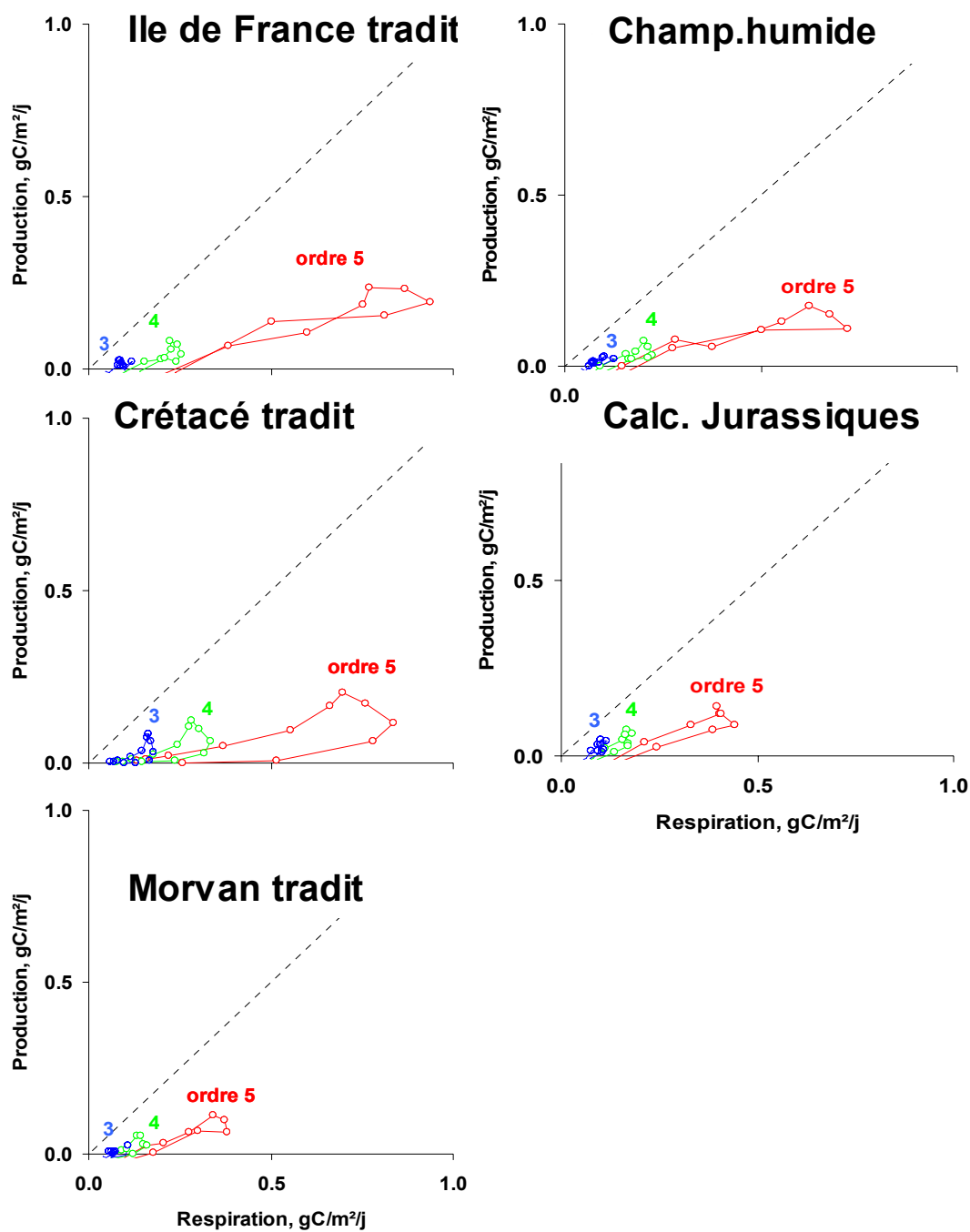


Figure 9. Variations saisonnières aux ordres 3, 4 et 5 de l'autotrophie et de l'hétérotrophie dans les cours d'eau de diverses HER pour le scénario rural traditionnel

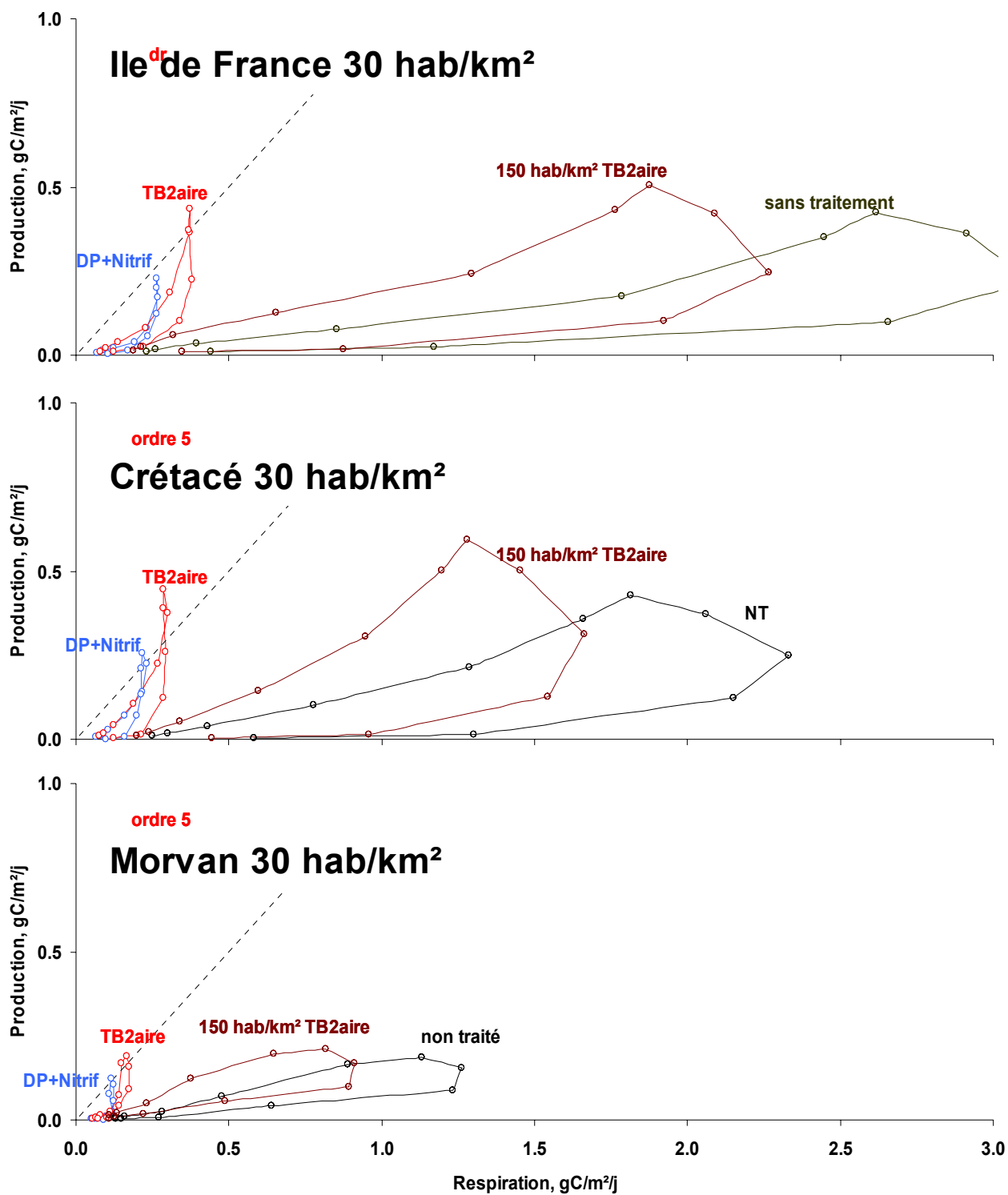


Figure 10. Variations saisonnières aux ordres 3, 4 et 5 de l'autotrophie et de l'hétérotrophie dans les cours d'eau de diverses HER pour les scénarios actuels avec divers mode de traitement des eaux usées

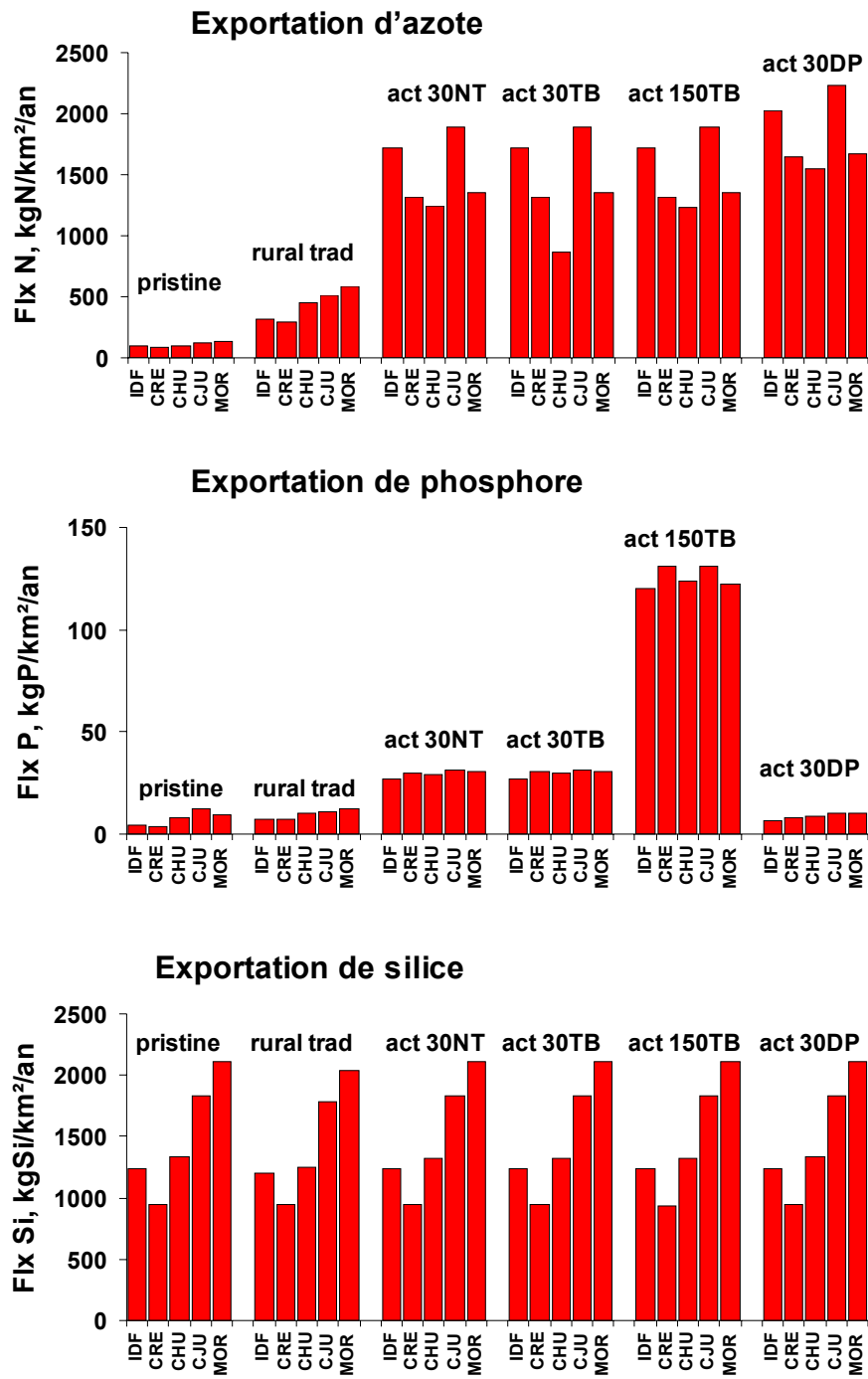


Figure 11. Exportation spécifique de nutriments par les bassins d'ordre 5 des diverses HER, sous divers scénarios d'anthropisation

4. Les axes majeurs du bassin de la Seine

4.1. Variations saisonnières des P vs R dans les grands axes

Le modèle Sénèque validé (cf. Garnier et al., 1998 ; 2002), avec son découpage en 3 sous-bassins (Seine, Marne, Oise) et un axe de Montereau à Poses permet de calculer la production et les respirations (bactériennes planctonique et benthiques) dans les différents ordres (cf. § 3), aux exutoires, ainsi que sur l'axe (Figure 12). Deux années contrastées du point de vue de l'hydrologie ont été choisies : une année sèche, 1990 et une année humide, 1994). A noter ici que les gammes de variations des valeurs de productions et respirations sont plus étendues qu'au paragraphe précédent pour les petits ordres (5 mgC/m²/h contre 1 mgC/m²/h).

La Marne et l'Oise ont, à leur exutoire un comportement différent : en périodes printanière et/ou estivale, la Marne est autotrophe en année sèche alors que l'Oise l'est en année humide. Ces différences peuvent s'expliquer par la morphologie et par la classification par ordre. En année sèche, on peut penser que dans la Marne d'ordre 6 (l'ordre 6 est en outre très long, 350 km environ), le développement du phytoplancton s'est produit en amont, situant l'autotrophie également en amont, alors qu'en année humide, le temps de séjour moins long a contribué à repousser le maximum de production phytoplanctonique en aval. Dans le court axe d'ordre 7 de l'Oise (de la confluence avec l'Aisne à Conflans, environ 150 km), le développement phytoplanctonique est maximum en saison sèche à l'exutoire, alors qu'il est certainement repoussé dans l'axe de la Basse Seine en saison humide (Figure 12). Les plus petits ordres sont plutôt hétérotrophes, tant pour l'Oise que la Marne (Figure 12).

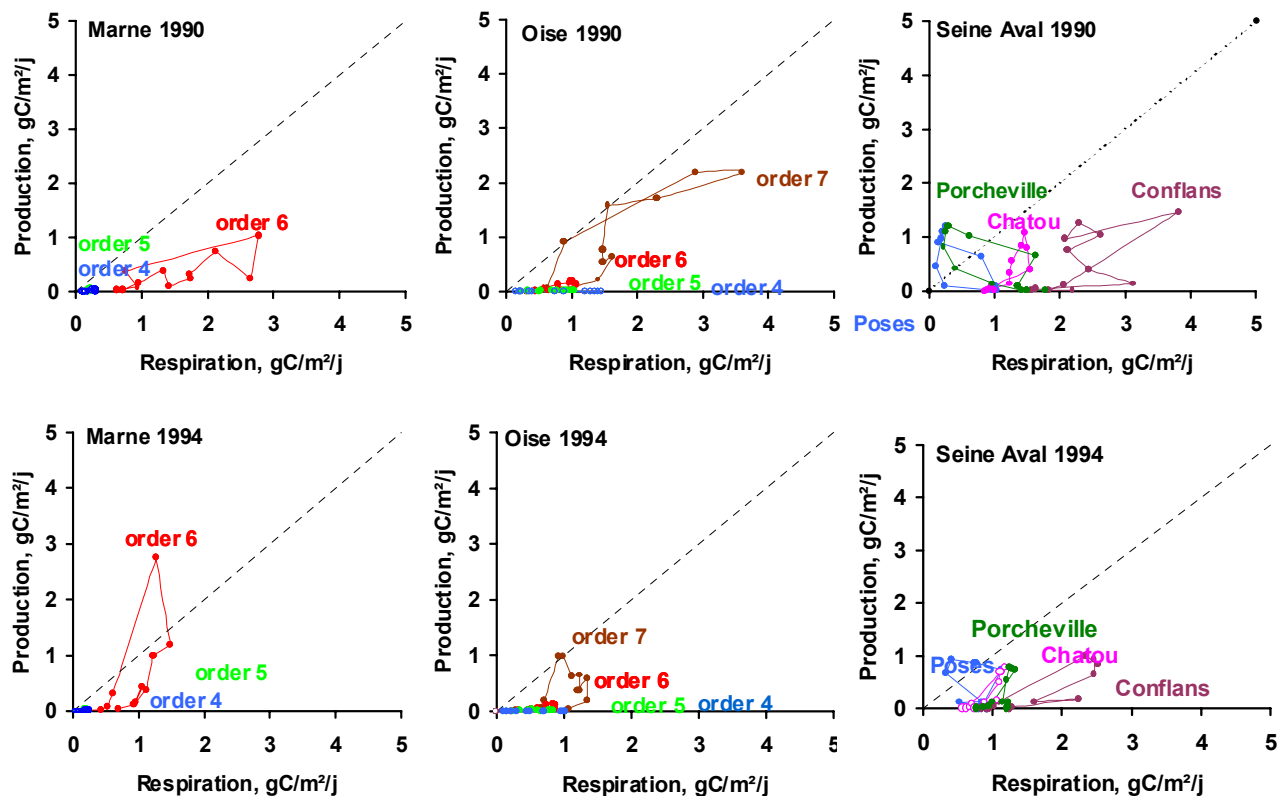


Figure 12. Variations saisonnières des P vs R dans les grands axes de rivières : la Marne, l'Oise et l'axe de la Seine, de Paris à Poses en 1990 (année sèche) et 1994 (année humide).

L'axe de la Seine de Paris à Poses (Seine aval, cf. Figure 12) est hétérotrophe dès Châtou, hétérotrophie qui s'accroît à Conflans, à l'aval des rejets de la station d'épuration d'Achères. Le système se restaure à Porcheville en s'approchant de la diagonale $P/R = 1$, et davantage à Poses (Figure 12)

4.2. Explorations des variations saisonnières des P vs R dans les grands axes

Des conditions 'primitives' conduisent à des valeurs très faibles de production et de respiration (Figure 13). Les systèmes sont dominés par l'hétérotrophie, ce qui s'explique par l'apport massif de feuille en milieu forestier et l'absence d'activité humaine.

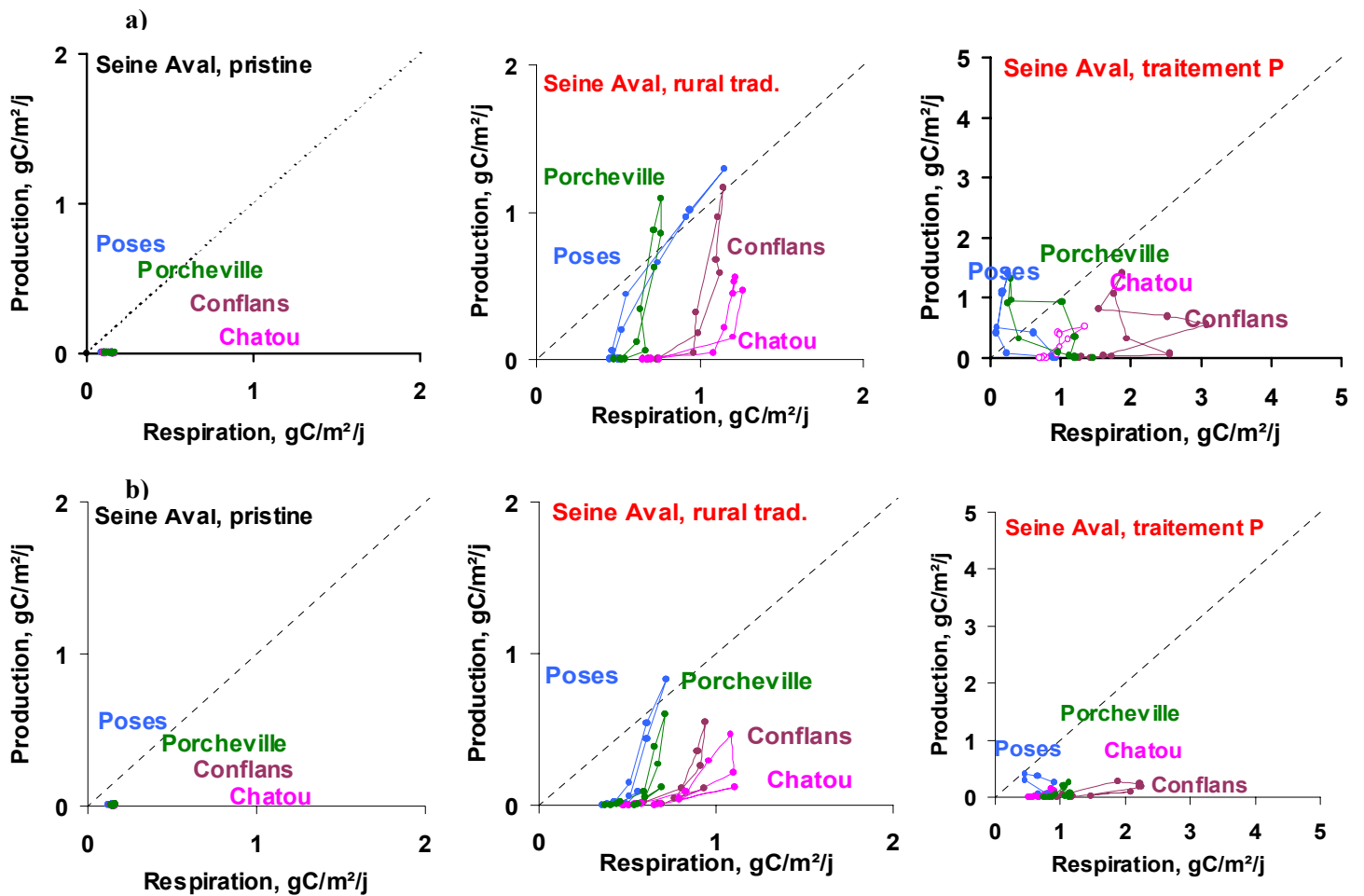


Figure 13. Variations saisonnières des P vs R dans les grands axes de rivières pour 3 scénarios (pristine, rural traditionnel et actuel avec traitement du phosphore) : la Marne, l'Oise et l'axe de la Seine, de Paris à Poses a) en haut : en 1990 (année sèche) et b) : 1994 (année humide).

La situation ‘rurale traditionnelle’ montre une nette augmentation des valeurs de production et de respirations en rapport avec l’occupation des sols et la population (Figure 13). L’axe de la basse Seine est dans ces conditions en hétérotrophie, bien que les gammes des valeurs soient bien moins élevées qu’en situation actuelle (cf. Figure 12).

Le traitement du phosphore n’apporte pas beaucoup d’amélioration en terme d’équilibre auto-hétérotrophie (Figure 13), par rapport à la situation actuelle (cf. Figure 12). Dans ce secteur aval, le phosphore peut en effet, selon les saisons, rester excédentaire par rapport au besoin des algues. Une diminution seule du phosphore ne peut avoir un effet très bénéfique, car elle réduirait l’autotrophie sans réduire l’hétérotrophie, ce qui conduirait à accroître le déficit en oxygène. En revanche, en accompagnant cette réduction du phosphore par un traitement de la matière organique, cas le plus réaliste, alors on verrait de toute évidence le système tendre vers l’autotrophie.

4.3. Variations longitudinales des P vs R dans l’axe de la Seine de Paris à Poses

Les P vs R sont ici représentés pour une situation printanière de 1994 (année humide), en mettant en évidence, l’évolution longitudinale telle que conceptualisée dans le RCC (Vannote et al., 1980), (Figure 14). Il apparaît clairement que l’anthropisation modifie le schéma initial : la ‘boucle’ classique hétérotrophie-autotrophie-hétérotrophie, peut être interrompue à son stade hétérotrophe initial si la respiration de la matière organique l’emporte sur la production, l’autotrophie peut accentuée et se situer plus en amont en cas d’apport minéraux importants, toutes les combinaisons étant possible et conduisant à un schéma parfois complexe. Ainsi, la situation de 1994 présente, depuis les ordre 4-5 à Poses, deux boucles. Sur cette situation de juin, le traitement seul du phosphore apparaît ici comme une solution néfaste, accentuant l’hétérotrophie du système (1 boucle), (Figure 14). Avec le scénario ‘rural traditionnel’, l’équilibre auto-hétérotrophie tend vers le schéma du RCC.

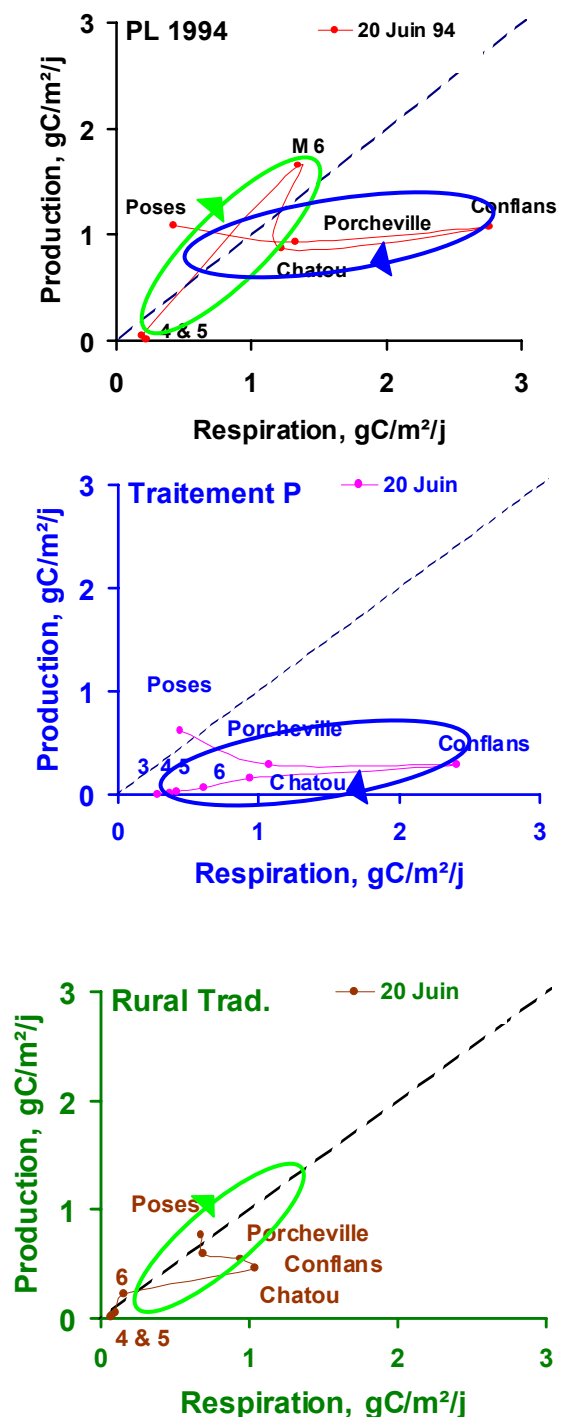


Figure 14. Variations longitudinales des P vs R dans l’axe de la Seine de Paris à Poses, en situation actuelle et pour les scénarios ‘avec traitement du phosphore’ et ‘rural traditionnel’.

5. Vers une traduction des P vs R en terme de critères de qualité des eaux

Sur la base des classes de qualité définies par le SEQ-Eau, le modèle Sénèque permet traduire les résultats des simulations en terme de ces mêmes classes. Les critères 'd'aptitude à la biologie' ont ainsi été résumés pour les principales variables physico-chimiques (Tableau 6).

Tableau 6. Valeurs des principales variables de qualité de l'eau telle que prises en compte par le modèle Sénèque, sur la base des classes de qualité du SEQ-Eau.

variable	unité	très bonne	bonne	moyenne	médiocre	mauvaise
MES	mg/l	<25	<50	<100	<150	?150
Oxygène (O2)	mgO ₂ /l	?8	?6	?4	?3	<3
Nitrates (NO ₃)*	mgN/l	<0.45	<2	<5	<11	?11
Ammonium(NH ₄)	mgN/l	<0.08	<0.4	<1.5	<4	?4
Phosphates (PO ₄)	mgP/l	<0.032	<0.16	<0.32	<0.64	?64
Phophore total	mgP/l	<0.05	<0.2	<0.5	<.1	?1
Chlorophylle	µg/l	<10	<60	<120	<240	?240
Corg total	mgC/l	<5	<7	<10	<15	?15

Représentés par un diagramme, les PvsR constituent un concept permettant d'évaluer, plus que le bon état, le bon fonctionnement écologique; ils constituent vraiment un outil de gestion si on peut les relier à des critères de qualité existants (Figure 15).

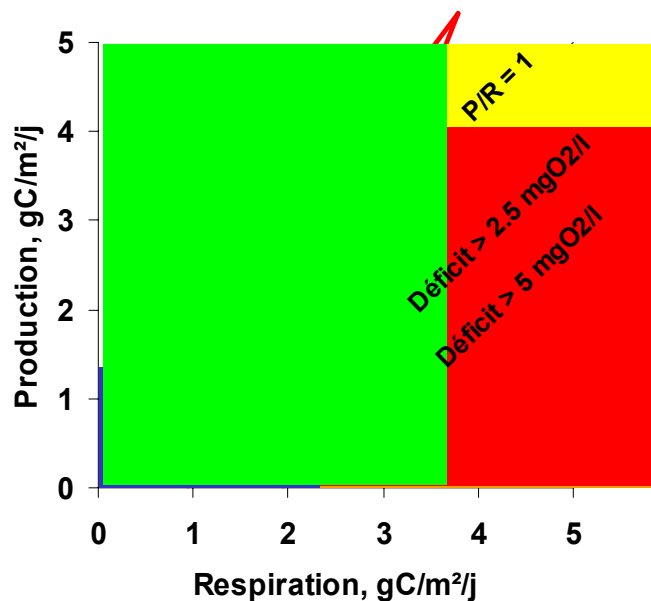


Figure 15. Traduction des P vs R en terme de déficit en oxygène.

Cette première représentation montre qu'un système autotrophe se classe dans une classe de qualité 'bonne' à condition que la valeur de production primaire ne dépasse toutefois pas 4 mgC/m²/j et que les respirations soient de l'ordre de 2 mgC/m²/j. Pour une valeur supérieure des respirations, le déficit en oxygène peut varier de 2.5 à 5 mg O₂/l et la classe qualité de l'eau correspondante être de médiocre à mauvaise. Cette représentation tout à fait préliminaire continuera d'être explorée pour que les P vs R puissent réellement être utilisés comme des critères d'évaluation au sens de la Directive Cadre.

6. Généralisation du P vs R à l'échelle de grands sous-bassins.

Les P vs R ont été calculés par le modèle RIVERSTRAHLER appliqué à 4 bassins hydrographiques, différents par leur degré d'anthropisation (Figure 16), (cf. Garnier et al., 1998). Si le diagramme PvsR de la Seine confirme avec ses deux boucles (3 si l'on compte celle de l'estuaire) l'intense activité humaine du bassin, l'Escaut avec son caractère franchement hétérotrophe montre une pollution organique très importante. Le diagramme PvsR de la Moselle ressemble à celui de la Seine, le système tombant en hétérotrophie avec la chute du bloom algal et la traversée de zones fortement urbanisées. La Loire est typiquement autotrophe, mais son niveau élevé de production primaire constitue une charge organique dans l'estuaire, franchement hétérotrophe.

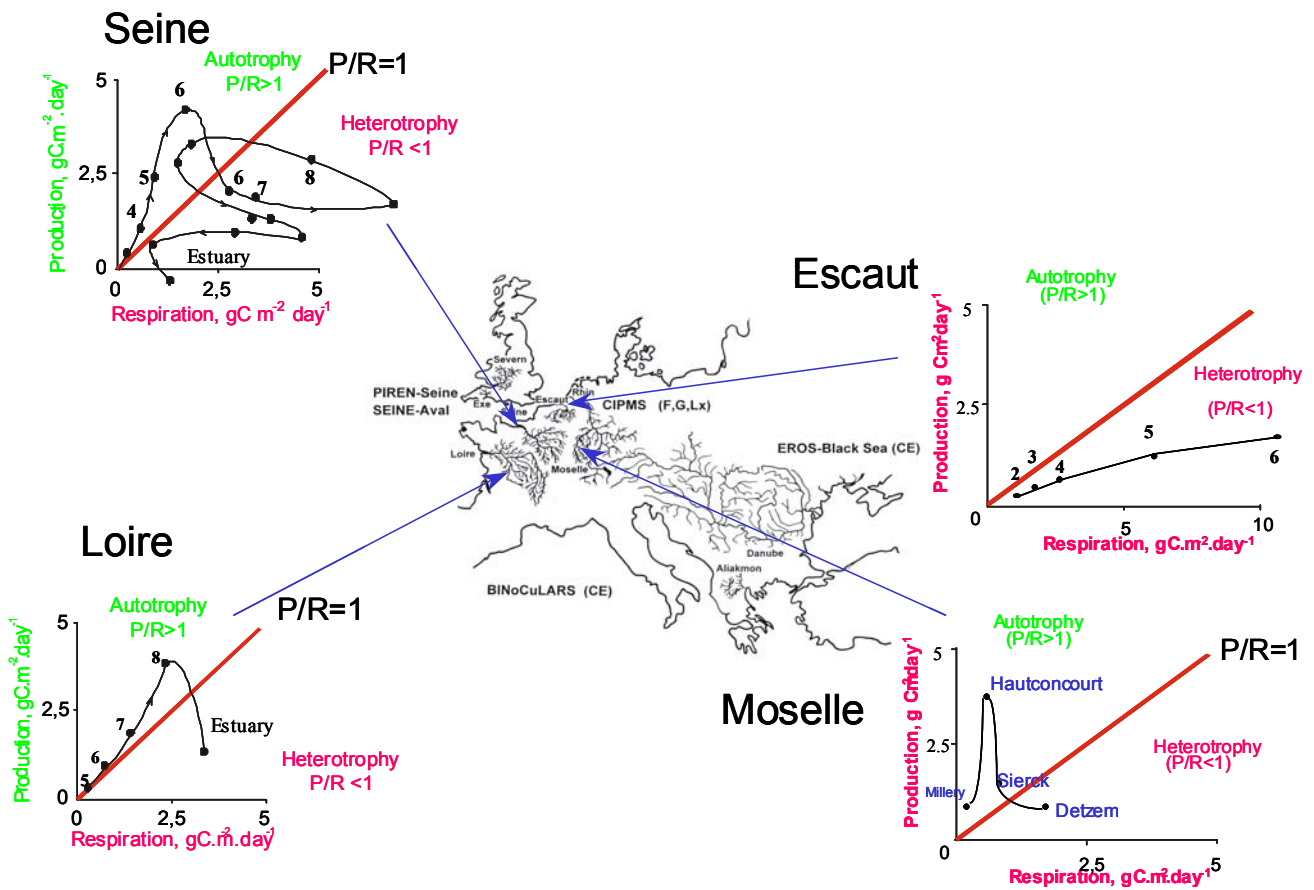


Figure 16. Diagramme PvsR pour 4 grands bassins. Variations longitudinales des valeurs printanières (juin).

7. Conclusions et perspectives

Parce qu'il est basé sur des processus biologiques et traduit donc le fonctionnement écologique, le concept P vs R constitue un véritable outil de réflexion sur la notion du « bon état écologique ». Il constitue un indicateur quantitatif du fonctionnement écologique dans l'espace, à l'échelle du réseau hydrographique, et dans le temps, à l'échelle saisonnières. Il peut en outre être calculé à partir d'observations et/ou de résultats de modèles écologiques, y compris de scénarios prédictifs.

Le travail réalisés sur les têtes de bassin montre qu'il est sensible aux HER (zones hydro-écologique), mais qu'il l'est bien plus aux activités humaines dans le bassin.

Le concept P vs R intègre beaucoup de variables et des processus majeurs : il s'agit notamment des éléments nutritifs via le processus de production primaire et de la matière organique via les processus de respirations. Il tient compte également indirectement de l'hydro-morphologie du cours d'eau à travers le temps de séjour et la profondeur, contraintes majeures de la production primaire.

Un objectif majeur au cours de l'année 2003 sera de mieux valider les simulations des P vs R à une échelle spatio-temporelle. Les mesures d'oxygène en continu n'ont en effet pas du tout été exploitées sur ce plan. Si l'exploitation du concept P vs R est importante d'un point de vue conceptuel et théorique, une étape obligatoire sera de traduire ce concept en terme de classes de qualité de l'eau. Le P vs R deviendra alors un véritable critère d'évaluation de la qualité de l'eau au sens de la DCE.

8. Bibliographie

- Barles S., Benoît P., Berthier K., Billen G., Boët Ph., Boyer F., Brunstein D., Garnier J., Guillaume A., Lestel L., Meybeck M. (2002). Analyse rétrospective du système Seine. Rapport synthèse Piren-Seine. 1998-2001, 57 p.
- Benoît P., Berthier K., Billen G., Garnier J. Agriculture et aménagement du paysage hydrologique dans le bassin de la Seine au XIV-XVème siècle. PEVS-SEDD du CNRS « Les fleuves aussi ont une Histoire », Aix-en-Provence, 8-10 Avril 2002
- M. Bédiot (1978). In Les bassins de la Seine et des cours d'eau normands. Agence de l'Eau Seine Normandie. Nanterre. 12 volumes. tome 1, fasc. 4.
- Billen G., Garnier J. et Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- Billen G., Garnier J., Deligne C, Billen C. (1999). Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems : implication for coastal eutrophication. *Sci. Total Environ.*243/244:43-52
- Billen G., Garnier J., Ficht A., Cun C. (2001). Ecological modeling of the 50's last years of anthropogenic impact in the Seine estuary, *Estuaries*, 24(6) : 977-993.
- Billen G., Décamps H., Garnier J. Meybeck M., Servais P. & Boët Ph. (1995). River and Stream ecosystems (Cushing, Cumming & Marshall, Eds). Chapter 12. France, Belgium, Netherlands. Elsevier: 389-418.
- Cummins, K.W., Spengler, G.M., Ward, G.M., Speaker, R.M., Ovink, R.W., Mahan, D.C. & Mattingly, R.L. (1980). Processing of confined and naturally entrained leaf litter in a woodland stream ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 25:952-958
- Dawson F.H. (1976) Organic contribution of stream edge forest litter fall to the chalk stream ecosystem. *Oikos* 27:13-18
- Dufayt O., Garnier J., Billen G. (2001). I. Les macrophytes dans les petits cours d'eau (ordre 1 à 5) du bassin de la Seine. In: Rapport Piren –Seine, 2000/Thème 2/3: 3-25
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonnal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J., Billen G., Hanset Ph., Testard P. & Coste M. (1998b). Développement algal et eutrophisation. Chapitre 14. In: La Seine en son bassin Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p. 593-626.
- Garnier J. & Servais P., Billen G. Akopian M. & Brion N. (2001). The oxygen budget in the Seine estuary: balance between photosynthesis and degradation of organic matter. *Estuaries* 24(6) : 964-977.
- Garnier J., Billen G., Akopian M., Némery J., Pinault S., Desruelle M., Dufayt O., Flipo N., Even S., Poulin M. (2002). Développement des peuplements végétaux dans le Bassin de la Marne: Dynamique des nutriments et eutrophisation. Contrôle par les organismes filtreurs . Rapport synthèse Piren-Seine. 1998-2001, 43p.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science.* 37: 130-137.
- Wasson, JG (2002). Définition des Hydro-écorégions de France. Convention MEDD/Cemagref. Rapport final. août 2002.