

LES SYSTEMES AQUIFERES

1. QUELQUES DEFINITIONS

Le bassin hydrologique est délimité par les lignes de crêtes topographiques isolant le bassin versant d'un cours d'eau et de ses affluents. Il correspond en surface au bassin hydrographique.

Le bassin hydrogéologique correspond à la partie souterraine du bassin hydrologique

Un *aquifère* est un corps (couche, massif) de roches perméables comportant une zone saturée suffisamment conductrice d'eau souterraine pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantité d'eau appréciable. Un aquifère peut comporter une zone non saturée (définition de Margat et Castany). L'aquifère est homogène quand il a une perméabilité d'interstices (sables, graviers); la vitesse de percolation y est lente. Il est hétérogène avec une perméabilité de fissures (granite, calcaire karstique); la vitesse de percolation est plus rapide.

Les formations peu perméables (dites semi-perméables), comme les sables argileux, peuvent stocker de l'eau mais la vitesse de transit est faible: on parle d'*aquitard*. Ces formations peuvent assurer la communication entre aquifères superposés par le phénomène de drainance.

Les *aquicludes* sont des formations imperméables ne produisant pas d'eau.

Une *nappe* est l'ensemble des eaux comprises dans la zone saturée d'un aquifère, dont toutes les parties sont en liaison hydraulique (Margat et Castany).

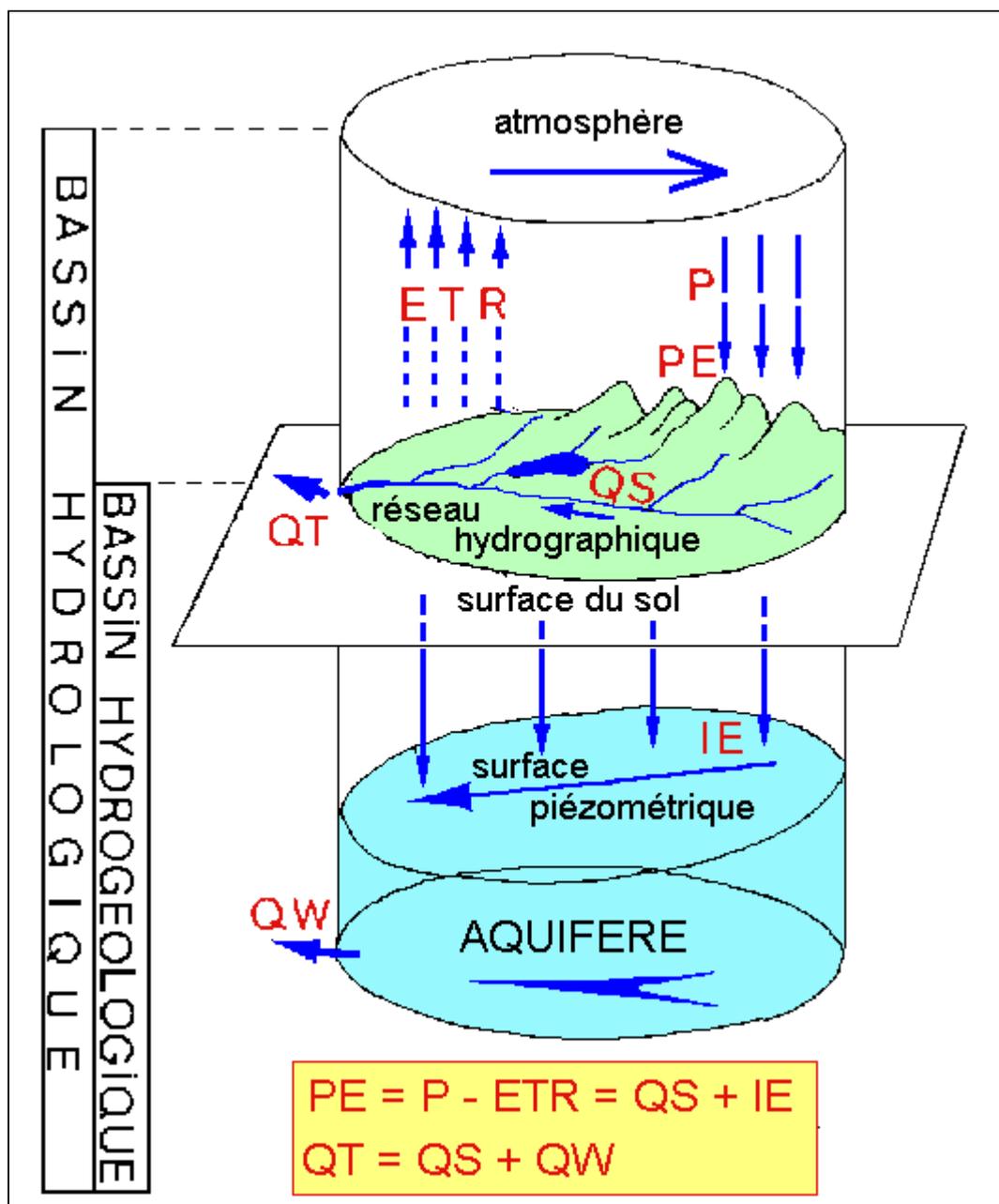


Figure 7-1 : Bassin hydrologique, bassin hydrogéologique et aquifère.

La surface piézométrique d'une nappe libre est la surface supérieure de la zone saturée de l'aquifère. Les mêmes cotes de cette surface forment des courbes de niveau appelées courbes isopiézométriques car elles correspondent à des points de même charge hydraulique. L'eau de la nappe se déplace perpendiculairement aux courbes isopiézométriques; sa vitesse est inversement proportionnelle à la distance entre 2 courbes consécutives.

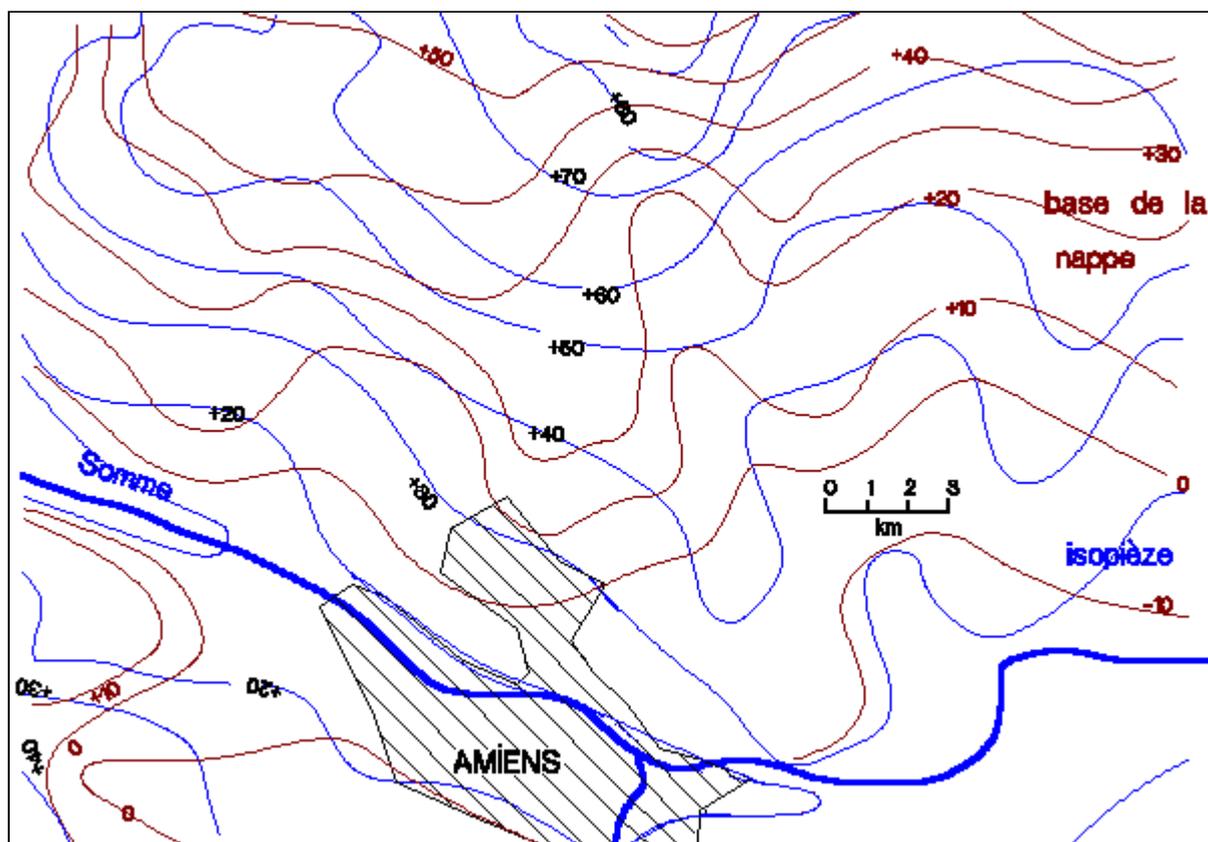


Figure 7-2 : hydrogéologie de la région d'Amiens.

2. TYPES DE NAPPES

2.1 Nappes libres

la surface piézométrique coïncide avec la surface libre de la nappe qui est surmontée par une zone non saturée.

* Nappe de vallée en pays tempéré

Ce type de nappe est la première directement atteinte par les puits: c'est la nappe phréatique.

Lorsque le sol est uniformément poreux et perméable, l'eau de pluie s'infiltré jusqu'à une couche imperméable et sature la roche jusqu'à un certain niveau appelé surface libre de la nappe. Dans la nappe, l'eau circule jusqu'à des exutoires qui sont dans les points bas de la topographie: sources, rivières. Les courbes isopiézométriques indiquent la pente de la surface libre et le sens d'écoulement de la nappe. Les lignes de crête correspondent aux zones de divergence des courants. L'eau circule dans toute l'épaisseur de l'aquifère, plus ou moins parallèlement à la surface libre sauf au niveau des exutoires et des lignes de crête; les vitesses sont plus élevée vers la surface. Quand l'exutoire n'est pas localisé, on parle de "surface de suintement".

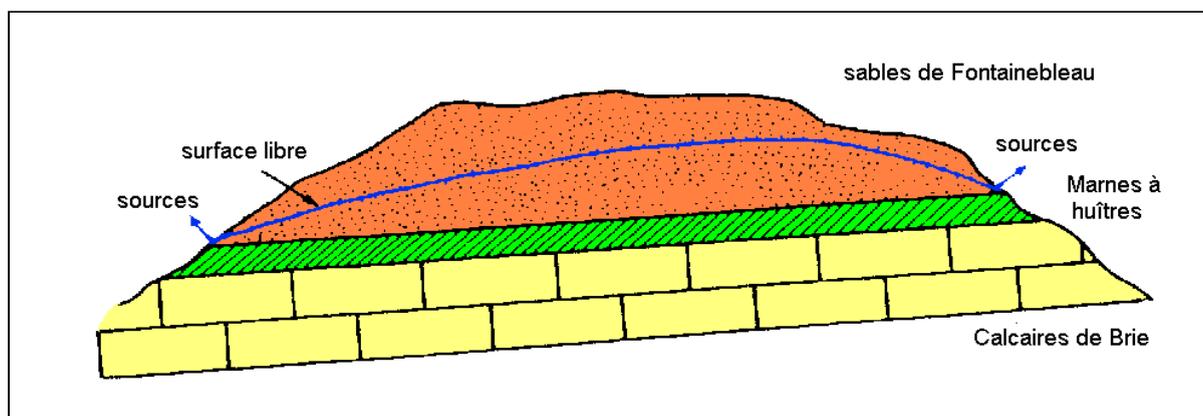


Figure 7-3: nappe libre des Sables de Fontainebleau.

La nappe de la craie du nord de la France est de ce type. La partie supérieure de la craie, altérée et fissurée sur quelques dizaines de mètres, constitue l'aquifère. L'alimentation se fait par les plateaux crayeux. Les exutoires sont les vallées des rivières dont le niveau est plus ou moins en équilibre avec la nappe; d'ailleurs, une pollution de la rivière peut contaminer la nappe. Les vallées plus hautes que la surface de la nappe sont sans cours d'eau: ce sont des "vallées sèches".

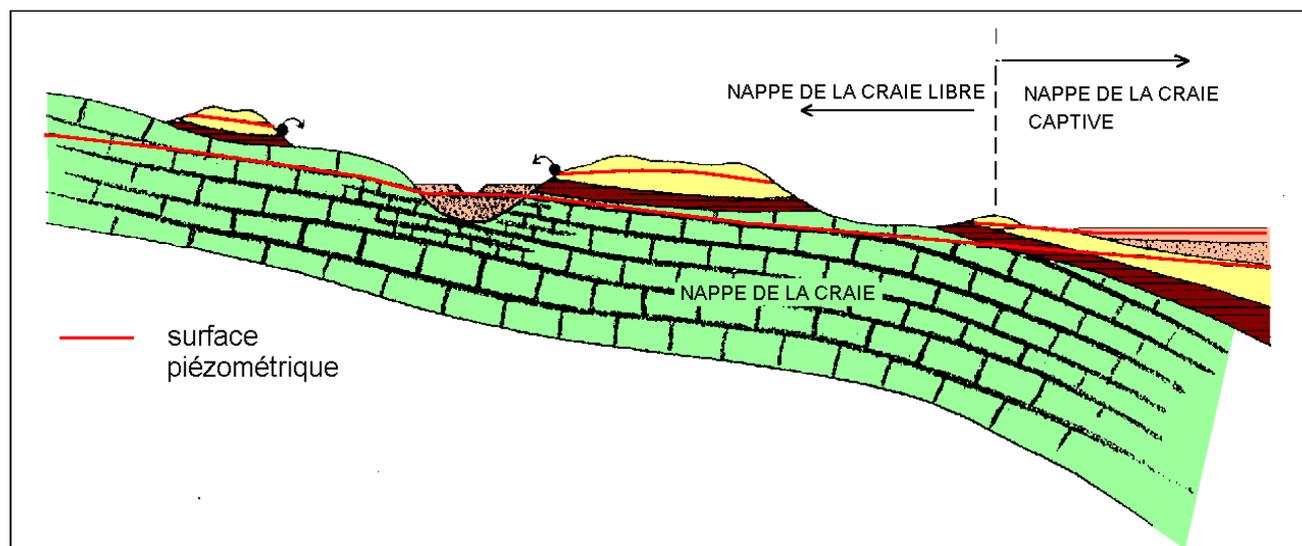


Figure 7-4: L'aquifère de la craie en Artois

* Nappe alluviale

L'aquifère est constitué par les alluvions d'une rivière. L'eau de la nappe est en équilibre avec celle de la rivière et les échanges se font dans les deux sens. Les alluvions sont très perméables; elles peuvent être très épaisses (une centaine de mètres) et constituer un réservoir très important qui sert à l'alimentation en eau des villes situées le long de la rivière: c'est le cas du Rhin, du Rhône. Ces nappes, soutenues par l'apport de la rivière (ou d'un lac), sont très vulnérables à la pollution. L'aménagement du cours des rivières diminue leur vitesse (barrage) et favorise le dépôt des particules fines qui tendent à colmater le fond du lit et interrompre les échanges avec la nappe. En pays aride, la nappe alluviale est alimentée par les crues de la rivière (oued) qui est à sec en période d'étiage. Comme l'oued, les eaux de la nappe s'écoulent, souvent vers les dépressions endoréiques où elles s'évaporent (lacs temporaires avec dépôt de sels ou sebkha continentale).

* Nappe en pays karstique

En pays calcaire, l'eau remplit et circule dans les cavités du karst dont certaines sont complètement

ennoyées. Les vitesses de circulation sont grandes et les sources peuvent être temporaires et abondantes (résurgences).

* Nappe en plaine littorale

La nappe d'eau douce qui est située dans les alluvions est en équilibre hydrostatique avec la nappe salée issue de l'eau de mer. Ces 2 nappes se mélangent peu, leur interface constitue un biseau salé. Tout rabattement de la nappe d'eau douce entraîne la rupture de l'équilibre et la progression du biseau salé vers l'intérieur des terres.

* soutien d'une nappe

Une nappe est limitée vers le bas par un niveau imperméable. Elle peut être alimentée, ou soutenue, par l'infiltration de l'eau d'une rivière. Une nappe est dite perchée si elle surmonte une autre nappe libre qu'elle peut alimenter par drainance. Par exemple, dans la région de Soisson, les nappes du Tertiaire sont dans des nappes perchées; la nappe de la craie et les nappes alluviales sont soutenues par les rivières.

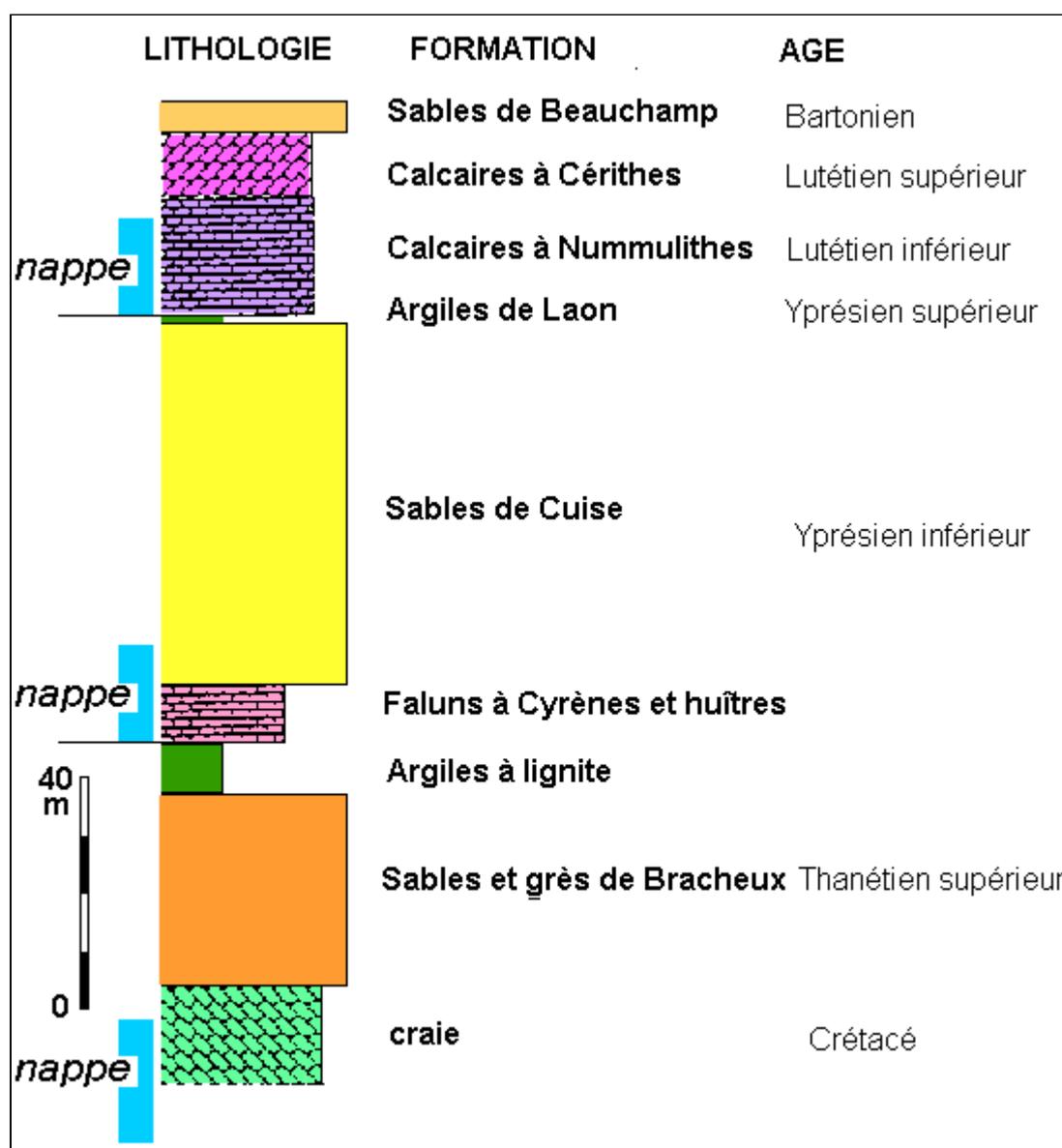


Figure 7-5 : aquifères superposés dans la région de Soisson (Aisne).

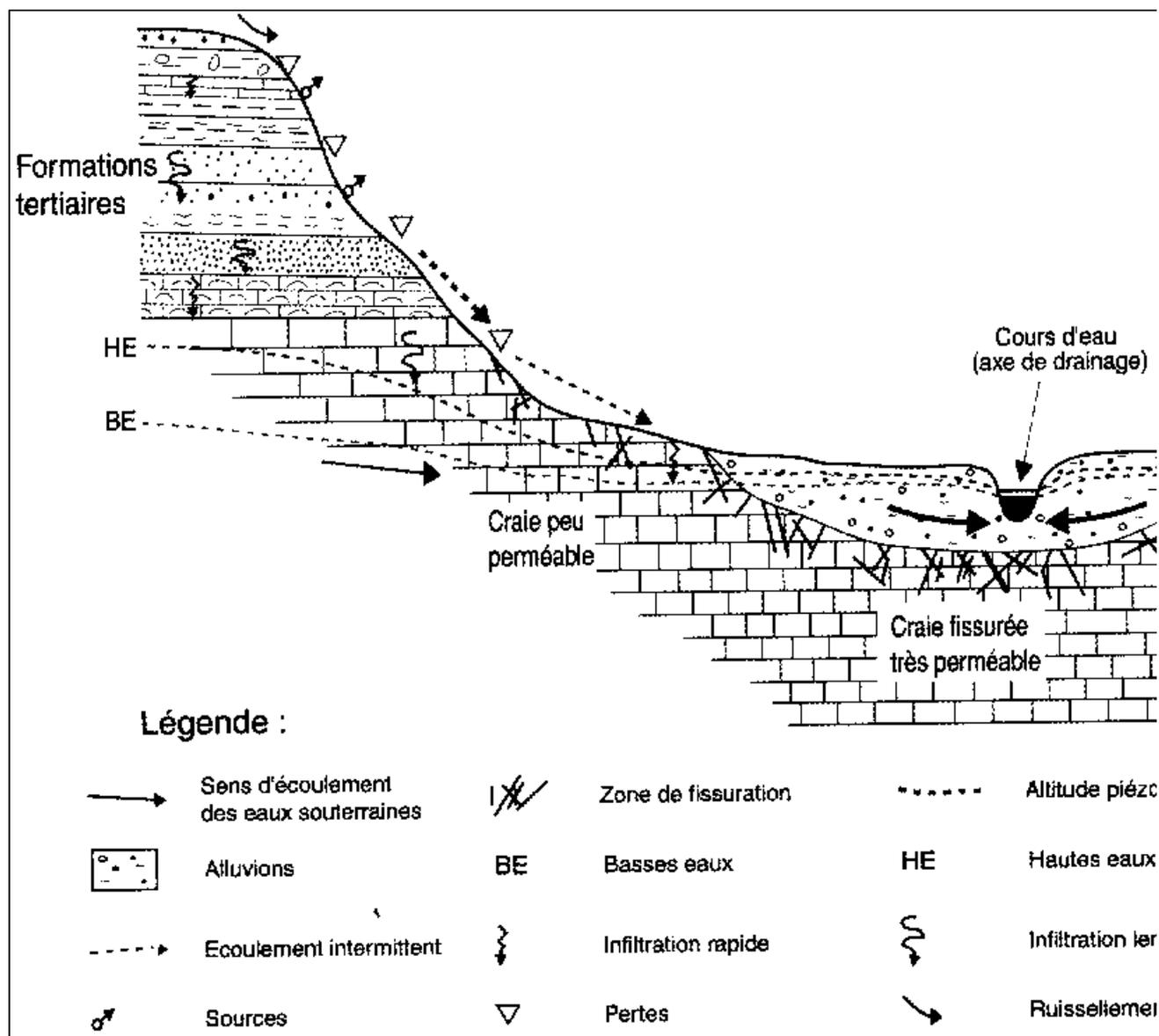


Figure 7-5b: relation nappe-rivière et amplitude piézométrique annuelle en Champagne (d'après Rouxel-David et Cordonnier).

2.2 Nappes captives

La nappe est confinée car elle est surmontée par une formation peu ou pas perméable; l'eau est comprimée à une pression supérieure à la pression atmosphérique. A la suite d'un forage au travers du toit imperméable, l'eau remonte et peut jaillir: la nappe est artésienne. Le jaillissement peut disparaître par la suite si la nappe est exploitée au point de diminuer sa pression (cas historique du forage artésien de Grenelle).

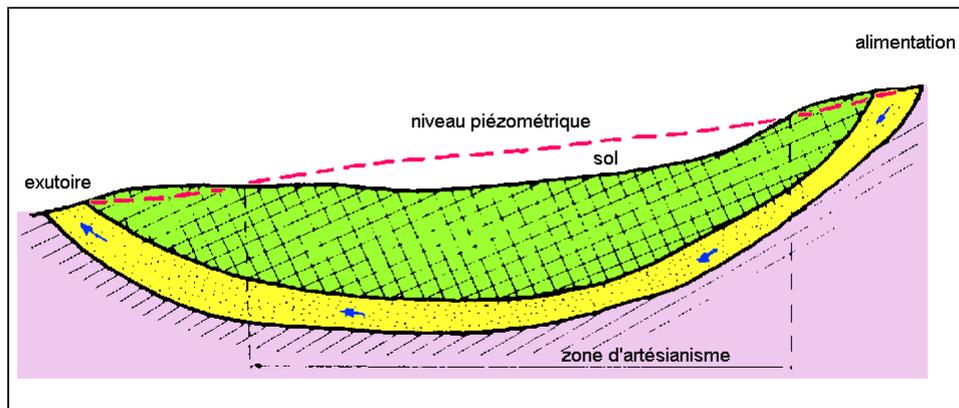


Figure 7-6: nappe captive des sables tertiaires de Gironde.

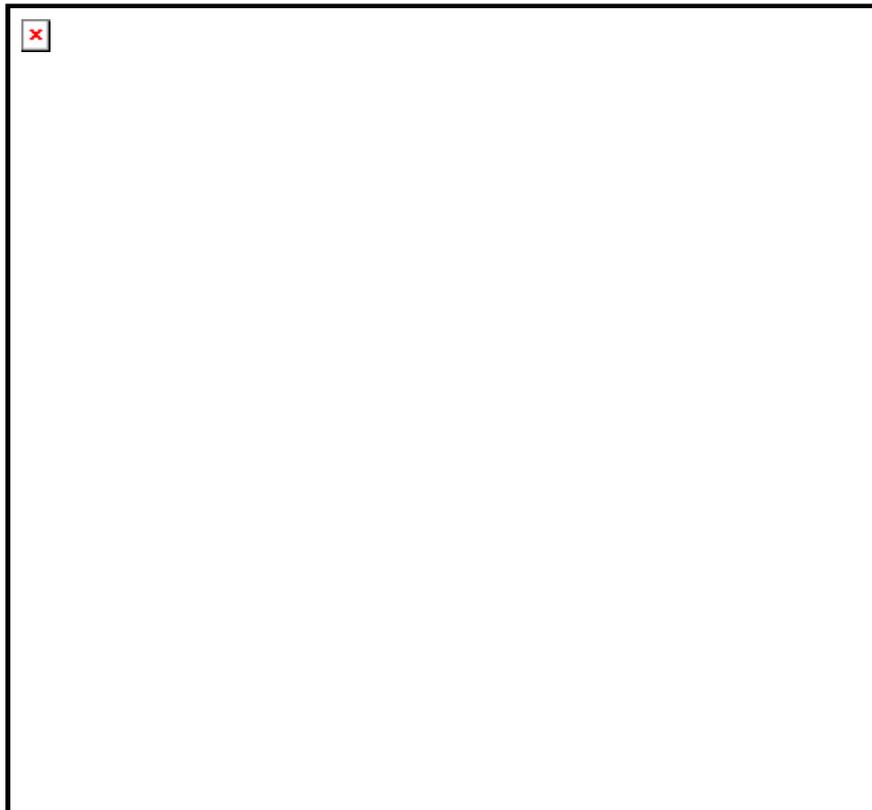


Figure 7-6b: source jaillissante en Artois

3. ALIMENTATION ET STOCKAGE DE L'EAU

3.1 Alimentation d'une nappe

Les eaux souterraines proviennent essentiellement de l'infiltration des eaux superficielles: on parle d'*eaux vadoses*. Les eaux dites *juvéniles* sont d'origine profonde. Les *eaux fossiles* sont des eaux d'infiltration anciennes. Les *eaux connées* sont des eaux salées datant de l'époque du dépôt des sédiments. Les *eaux géothermales* sont généralement des eaux vadoses réchauffées en profondeur.

La source d'alimentation en eau d'un bassin hydrologique est donc fournie par les *précipitations efficaces*, c'est à dire par le volume d'eau qui reste disponible à la surface du sol après soustraction

des pertes par évapo-transpiration réelle. L'eau se répartit en 2 fractions:

- le ruissellement qui alimente l'écoulement de surface collecté par le réseau hydrographique;
- l'infiltration qui alimente le stock d'eau souterrain.

La hauteur d'infiltration est la quantité d'eau infiltrée à travers le sol pendant une durée déterminée; l'écoulement de surface collecté par le réseau hydrographique;

- l'infiltration qui alimente le stock d'eau souterrain.

La hauteur d'infiltration est la quantité d'eau infiltrée à travers le sol pendant une durée déterminée. Le taux d'infiltration est le rapport entre la hauteur d'infiltration et la hauteur de précipitation efficace.

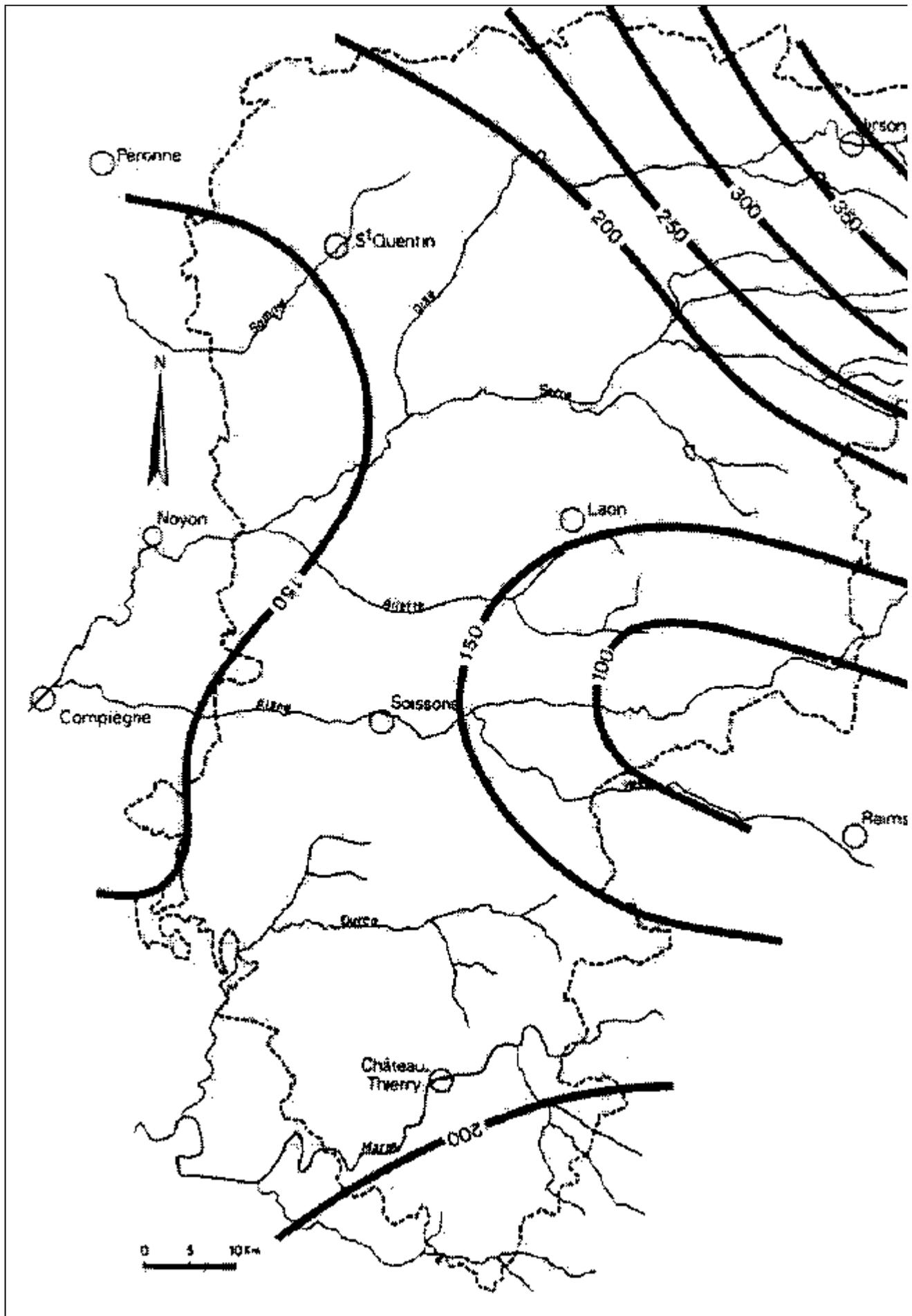


Figure 7-6b: Pluies efficaces moyennes dans le département de l'Aisne; elles sont réparties en fait sur 5 mois, de novembre à mars (adaptée de l'Atlas hydrogéologique de l'Aisne).

Les parts respectives du ruissellement et de l'infiltration sont régies par de nombreux facteurs:

- la géomorphologie du bassin: pente topographique, réseau hydrographique;
- la lithologie du sous-sol;
- le sol: nature, humidité, couverture végétale;
- la profondeur de la surface piézométrique;
- l'aménagement des eaux et des sols: barrages, dérivation des cours d'eau, rectification de lit, drainage des zones humides, imperméabilisation des surfaces (zones urbaines, voies de communication), pratiques agricoles...

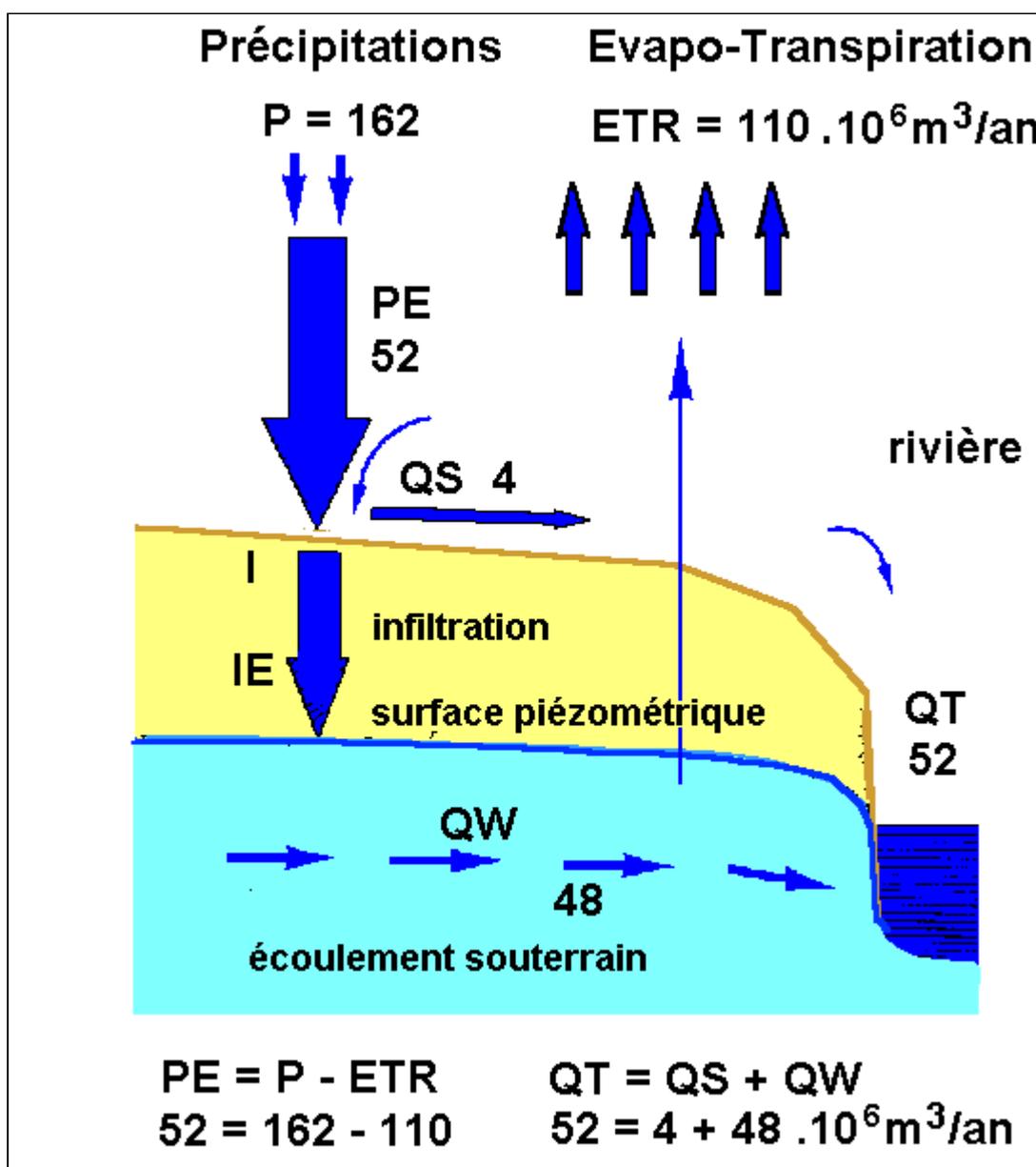


Figure 7-7a: bilan hydrique dans le bassin de l'Hallue.

Dans le bassin versant de l'Hallue, sous-affluent de la rivière Somme, pour une hauteur de précipitation annuelle de 740 mm, l'ETR a été évaluée à 510 mm et l'infiltration à la nappe à 220 mm.

débit des apports (m ³ /s)	débit des écoulements (m ³ /s)
infiltration efficace.....1,5	pertes souterraines (vers la mer).....1
infiltration des irrigations.....5,5	émergences et drains.....6
apports des aquifères voisins.....1	prélèvements.....1
TOTAL.....8	TOTAL.....8

TABLEAU 7-A: Bilan annuel moyen de l'aquifère à nappe libre des alluvions de la Crau, superficie 520 km² (d'après Bodelle et Margat).

L'infiltration efficace est la quantité d'eau qui parvient effectivement à la nappe: en effet il se produit de l'évapotranspiration pendant la migration de l'eau vers la profondeur. La vitesse d'infiltration varie de 1 m par an dans la craie de Champagne à quelques m par heure dans un karst.

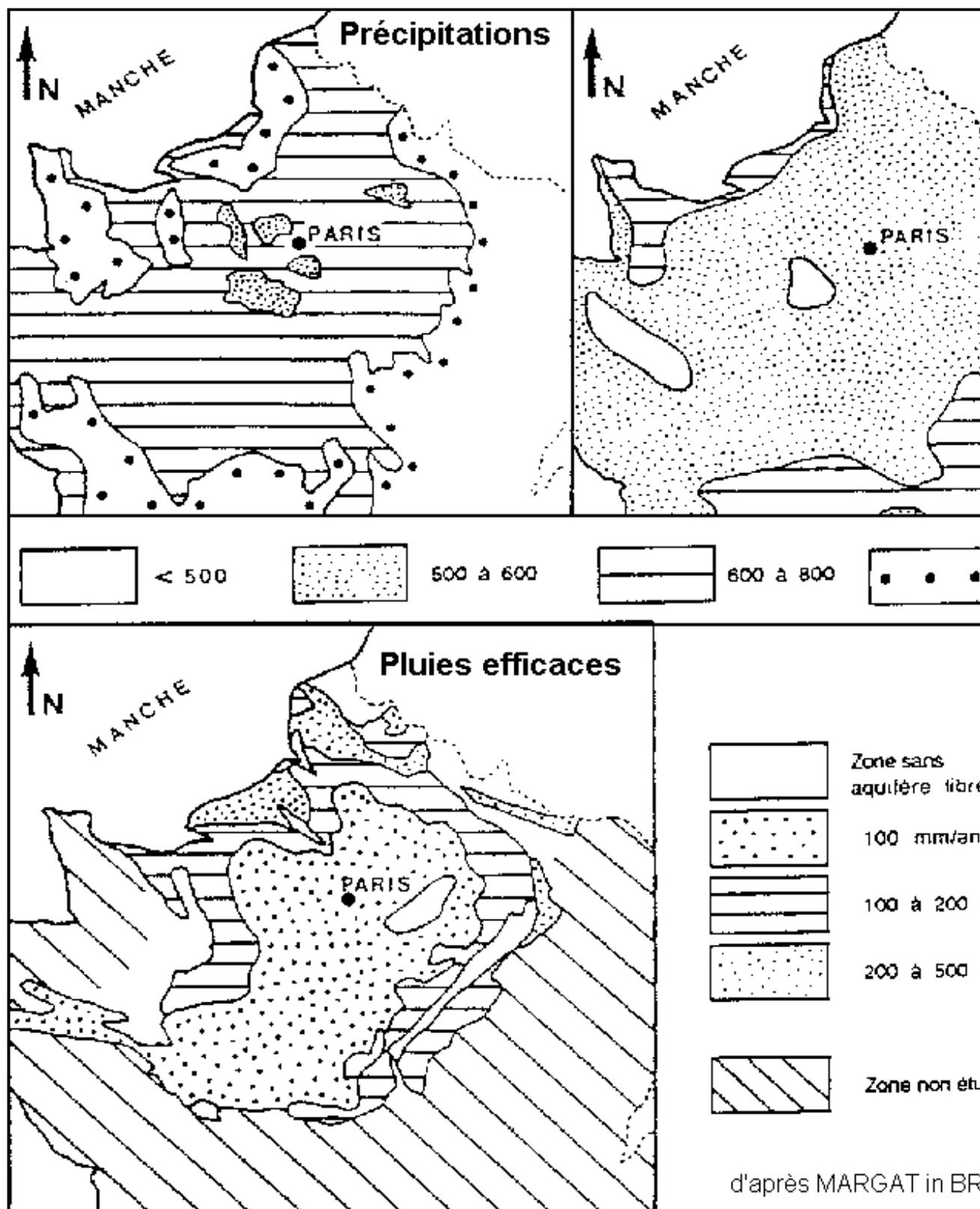


Figure 7-7b: Précipitations, Evapo-transpiration réelle et pluies efficaces dans le Bassin Parisien (d'après MARGAT in BRACQ, modifié).

3.2 Eau gravitaire et eau de rétention

L'eau gravitaire est la fraction de l'eau souterraine soumise à la seule force de gravité. C'est elle qui circule dans un aquifère et alimente les exutoires. On peut l'extraire d'un échantillon de roche par égouttage. Son volume dépend de la granulométrie de l'échantillon: il est le plus grand pour des

grains grossiers (il y a 3 fois plus d'eau gravitaire dans un gravier que dans un sable fin). L'eau de rétention est la fraction de l'eau maintenue dans les vides et la surface des grains par des forces supérieures à celle de la gravité. Elle n'est pas mobilisable. Les forces d'attraction moléculaires, consécutives de la polarité de la molécule d'eau, peuvent atteindre 200 000 fois celle de la gravité. On distingue l'eau adsorbée et l'eau pelliculaire.

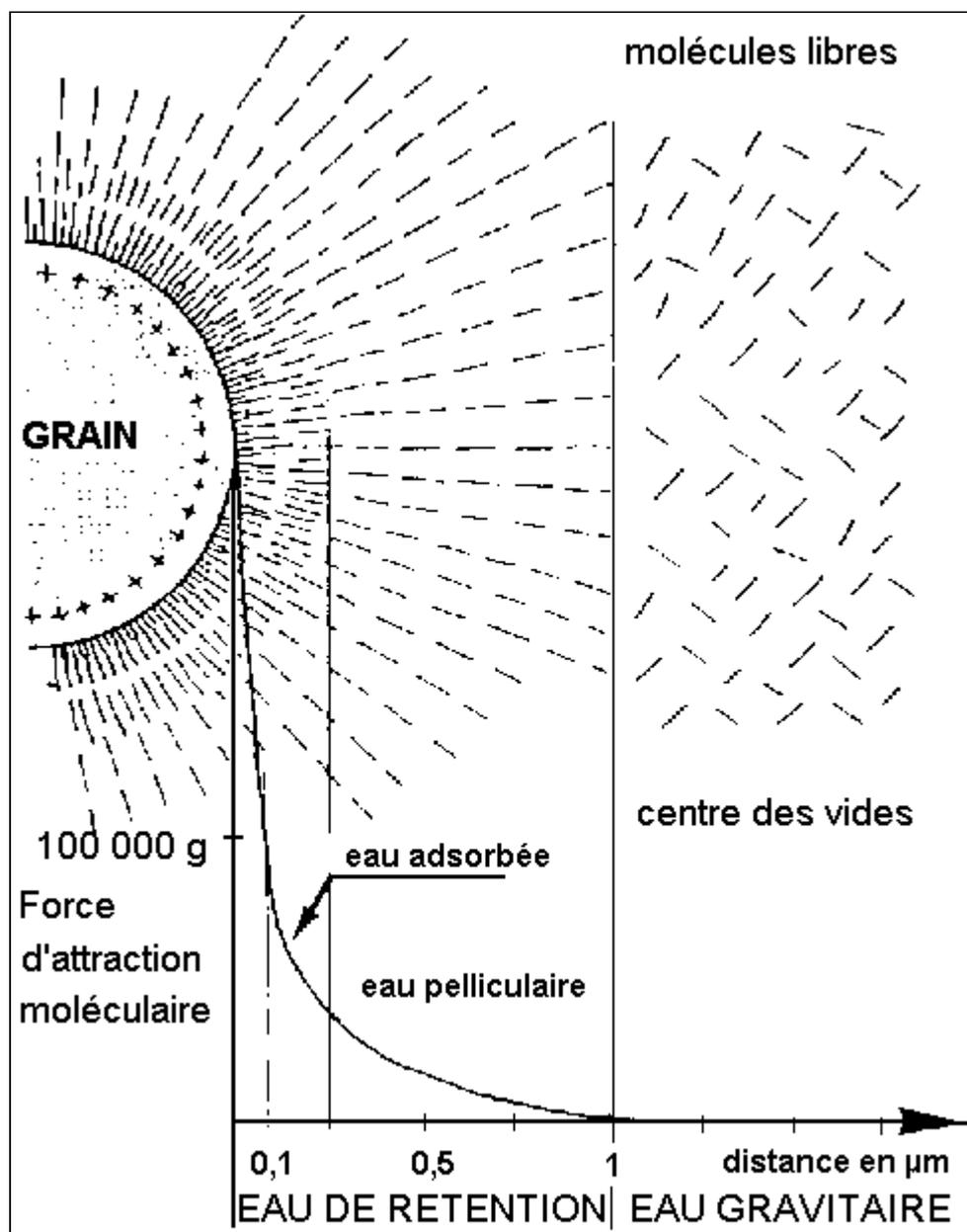


Figure 7-8 : différents types d'eau au voisinage d'un grain dans un aquifère (Polubrina-Kochina in Castany)

L'eau adsorbée forme un mince film autour des grains, d'une épaisseur de l'ordre du dixième de micron. Sa quantité augmente en fonction inverse de la granulométrie:

- sables grossiers: 2-5%
- sables fins: 10-15%
- argiles: 40-50%

L'eau pelliculaire est une couche d'environ 1 micron d'épaisseur qui tapisse les cavités délimitées par les grains. Elle est moins fortement liée.

3.3 Porosité efficace et coefficient d'emmagasinement

La *porosité efficace* est le rapport du volume d'eau gravitaire au volume total de la roche saturée en eau:

$$\text{porosité efficace (\%)} = \text{volume eau gravitaire} / \text{volume total}$$

exemple: un échantillon de craie de 1 000 cm³, prélevé dans un aquifère, libère par égouttage 20 cm³ d'eau: sa porosité efficace est de 2%.

TYPES DE RESERVOIRS	POROSITE EFFICACE (%)	PERMEABILITE K (m/s)
graviers	25	3. 10 ⁻¹
sables	15	6. 10 ⁻⁴
limons	2	3. 10 ⁻⁸
vase argileuse	0.1	5. 10 ⁻¹⁰
calcaires fissurés	2 à 10	
craie	2 à 5	
granite fissuré	0,1 à 2	
basalte fissuré	8 à 10	
schistes	0,1 à 2	

TABLEAU 7-B: Porosité efficace et perméabilité moyenne pour les principaux réservoirs.

La teneur en eau volumique est la quantité d'eau totale contenu dans un réservoir rapportée au volume du réservoir. Elle est égale à la porosité du réservoir. La valeur obtenue ne correspond pas à la quantité d'eau effectivement disponible puisque l'eau de rétention est comptabilisée.

La porosité efficace dépend des caractéristiques texturales de l'aquifère qui sont: le diamètre des grains, l'arrangement des grains et leur état de surface. Elle diminue avec le diamètre des grains et lorsque la granulométrie n'est pas homogène: en effet les plus petits grains se logent entre les gros grains et diminuent ainsi les espaces vides. L'arrangement des grains influe également sur la proportion des espaces vides et donc sur la porosité. L'arrangement cubique offre 47,6% d'espaces vides alors que l'arrangement rhomboédrique n'en offre que 25,9%. La profondeur et la pression lithostatique associée produisent des arrangements plus compacts qui diminuent la porosité. La surface des grains enfin influe sur la porosité efficace qui croît avec la surface.

Le *coefficient d'emmagasinement* d'un aquifère est déterminé à partir de la quantité d'eau libérée pour une perte de charge donnée, c'est à dire une baisse de pression. Dans un aquifère, la perte, ou le gain, d'une certaine quantité d'eau se traduit par une variation de la charge hydraulique. Celle-ci est mesurée à l'aide de piézomètres. Pour une nappe libre, c'est la gravité qui provoque l'écoulement de l'eau. Pour une nappe captive, l'expulsion d'une petite quantité d'eau provoque une grande variation de pression et donc une forte perte de charge. D'une façon générale, pour une même différence de charge, la quantité d'eau libérée est beaucoup plus grande dans une nappe libre.

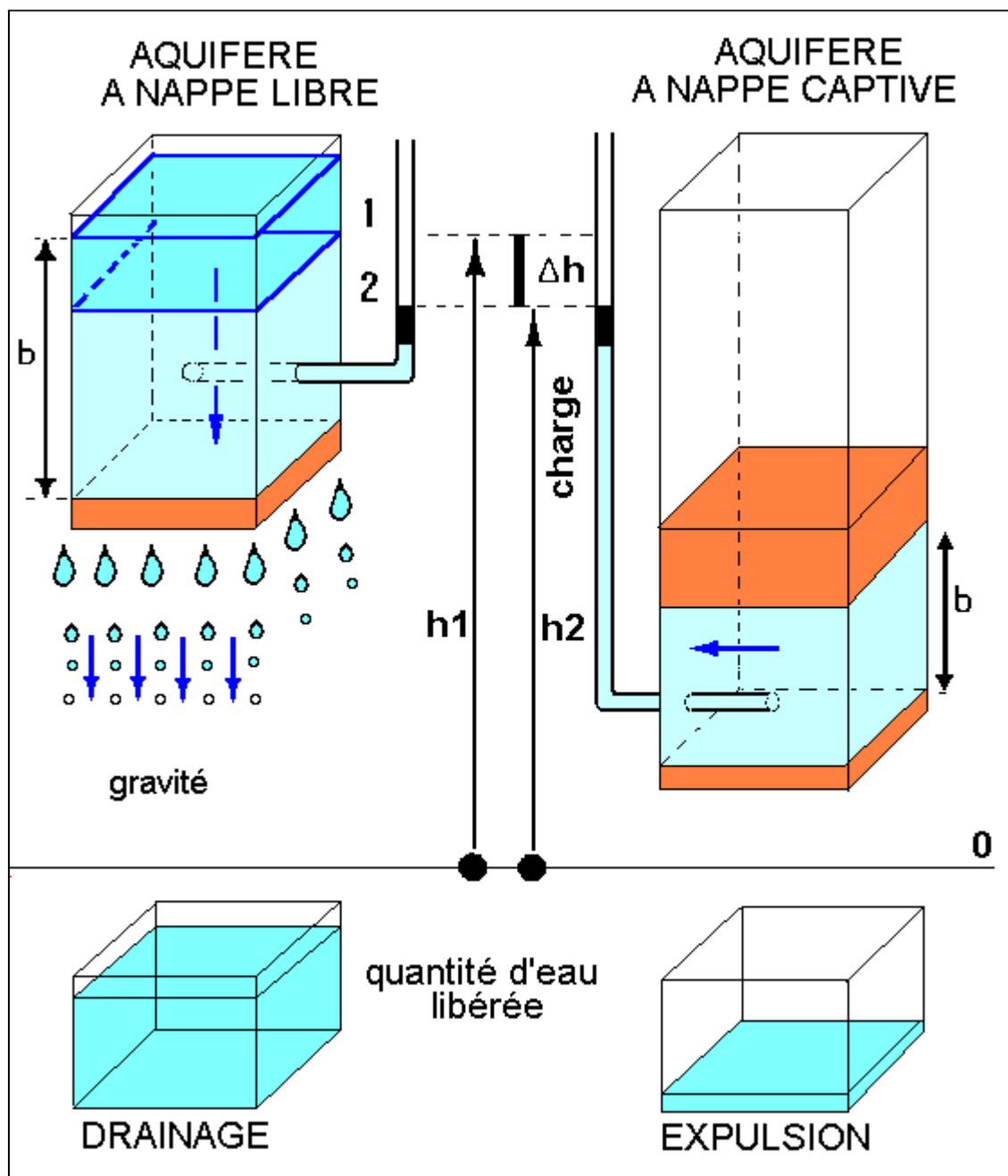


Figure 7-9: variation de charge et volume d'eau libérée (adapté de G. CASTANY).

Le coefficient d'emmagasinement S est défini comme le rapport du volume d'eau libérée (ou emmagasinée) par unité de surface sur la différence de charge hydraulique. Dans les nappes libres, le coefficient d'emmagasinement est égal à la porosité efficace (eau gravitaire); il est compris entre 0,2 et 0,01. Dans les nappes captive, il est beaucoup plus petit, 0,001 à 0,0001. Il est mesuré sur le terrain par des pompes d'essai qui rabattent la nappe.

3.4 Zonalité d'un aquifère

Une coupe depuis la surface du sol jusqu'à la nappe phréatique montre la zonalité suivante:

- une zone non saturée contenant de l'air, de l'eau de rétention et de l'eau gravitaire en transit; la base de cette zone est imprégnée d'eau provenant de la remontée capillaire à partir de la zone saturée.

- une zone saturée contenant de l'eau de rétention et de l'eau gravitaire; la partie supérieure est imprégnée d'eau remontant par capillarité. Les piézomètres indiquent la position du sommet de l'eau gravitaire alors que le sommet de la nappe libre se situe au niveau de l'eau capillaire.

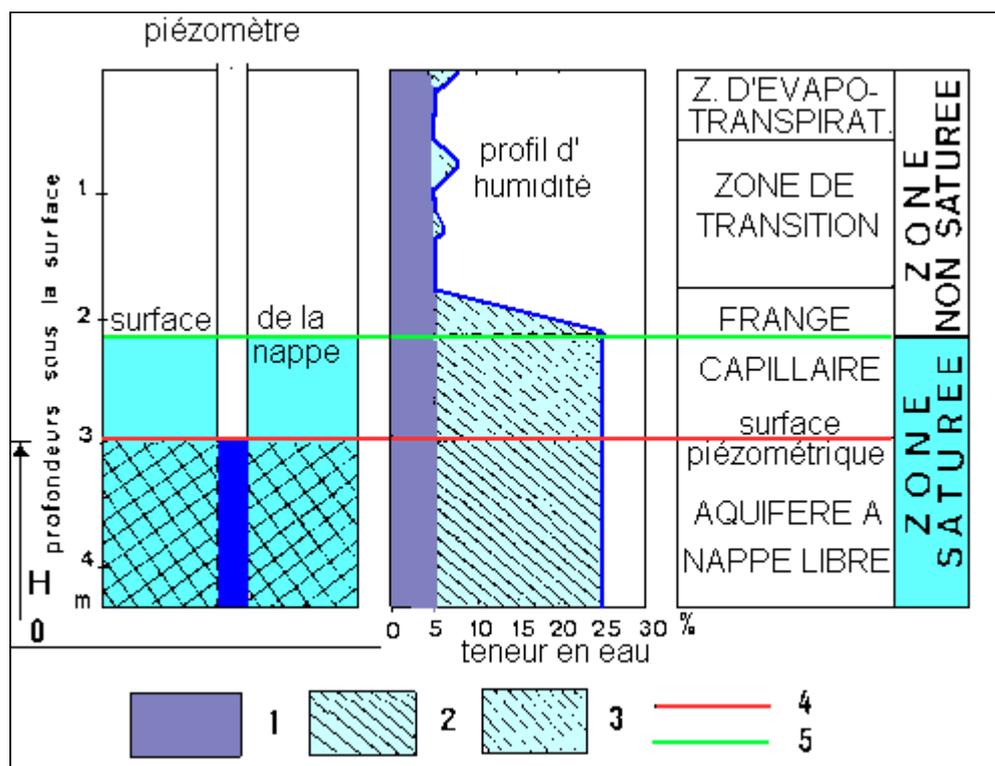


Figure 7-10: zonalité de l'eau dans un aquifère à nappe libre (adapté de G. CASTANY).
 (1) eau de rétention; (2) eau gravitaire; (3) remontée capillaires; (4) surface piézométrique; (5) surface de la nappe.

4. DEPLACEMENT DE L'EAU

4.1 Loi de Darcy (écoulement vertical)

L'étude du déplacement de l'eau dans un milieu poreux a été conduite expérimentalement par Darcy en 1856. Pour une même charge hydraulique (même énergie potentielle), Darcy définit un coefficient de perméabilité K , mesuré en m/s, dépendant du type de milieu poreux. La quantité d'eau transitant dans ce milieu est proportionnelle à la section totale traversée A , au coefficient de perméabilité K du milieu et à la charge hydraulique h et inversement proportionnelle à la longueur l du milieu traversé:

$$Q(\text{m}^3/\text{s}) = K(\text{m/s}) \cdot A(\text{m}^2) \cdot h/l$$

h/l est la perte de charge par unité de longueur, appelée encore gradient hydraulique i :

$$Q = K \cdot A \cdot i$$

La vitesse de filtration V est égale au rapport de la quantité d'eau passant en une seconde sur la surface A . C'est également le produit du coefficient de perméabilité par le gradient hydraulique:

$$V(\text{m/s}) = Q/A = K \cdot h/l$$

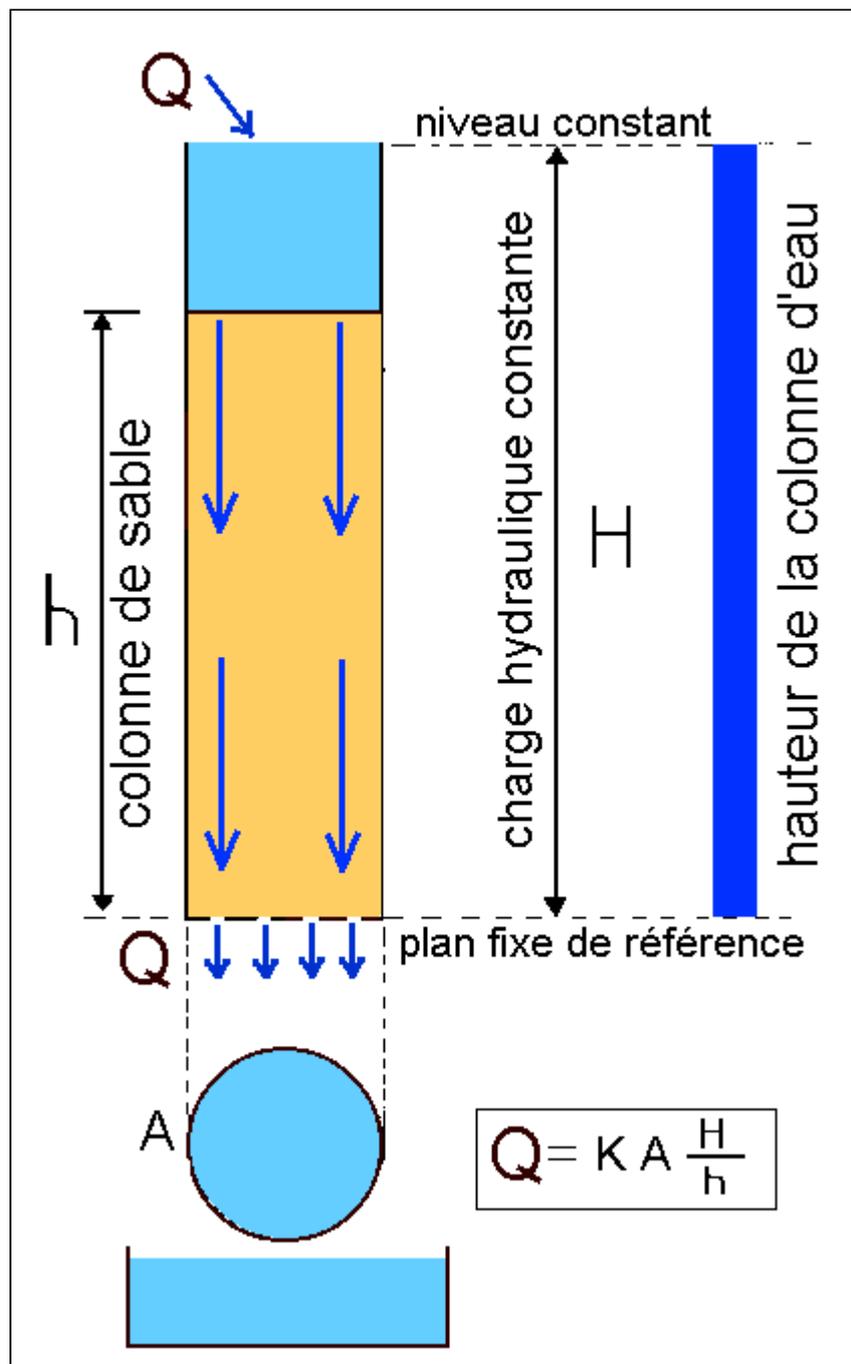


Figure 7-11: Dispositif expérimental pour la loi de Darcy.

4.2 Généralisation de la Loi de Darcy

Dispositif avec écoulement latéral: il représente mieux l'écoulement des eaux dans un aquifère.

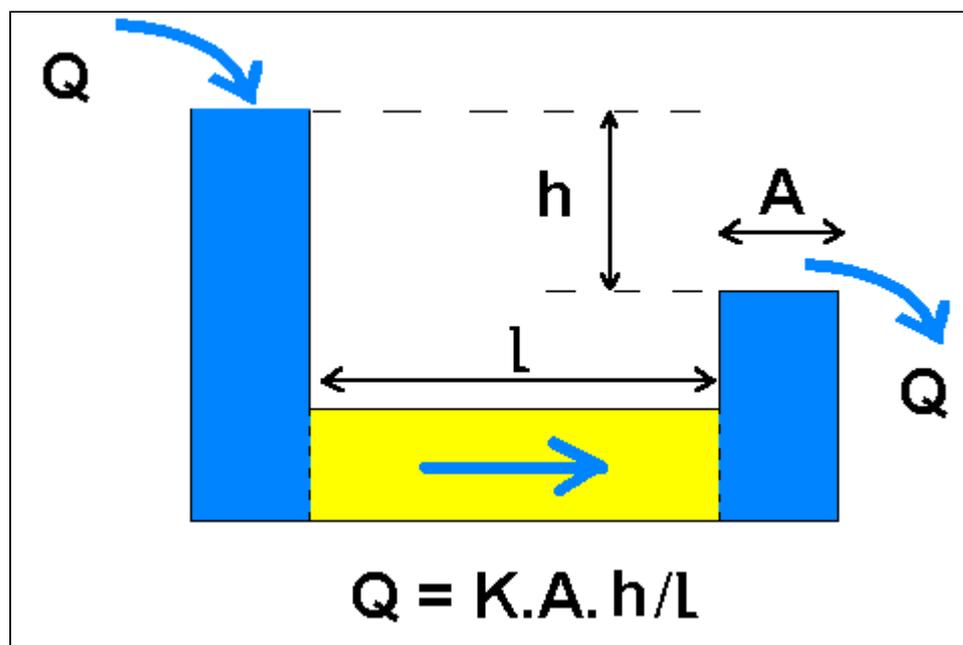


Figure 7-12: Dispositif avec écoulement latéral.

La loi de Darcy n'est strictement applicable que pour des milieux homogènes où l'écoulement de l'eau est laminaire. Elle ne peut être utilisée en particulier pour les réseaux karstiques.

Le coefficient de perméabilité est propre à chaque réservoir; il dépend notamment de la porosité efficace et de la viscosité du fluide; il augmente avec la profondeur (l'augmentation de température diminue la viscosité).

4.3 Application à un aquifère

* Niveau piézométrique.

La mesure du niveau piézométrique est l'opération de base en hydrogéologie; on utilise généralement des sondes automatiques qui enregistrent les fluctuations du niveau de la nappe au cours de l'année. Pour les nappes artésiennes, on mesure l'altitude du jet d'eau au dessus du sol. Le pompage provoque le rabattement de la surface piézométrique.

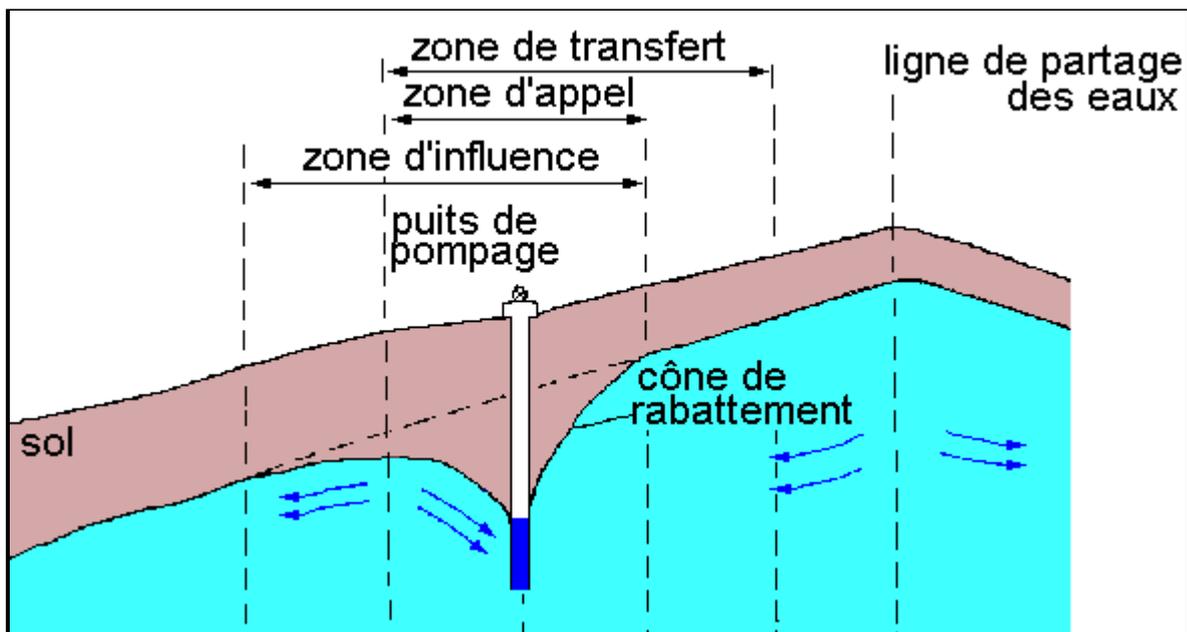


Figure 7-13: cône de rabattement induit par un pompage.

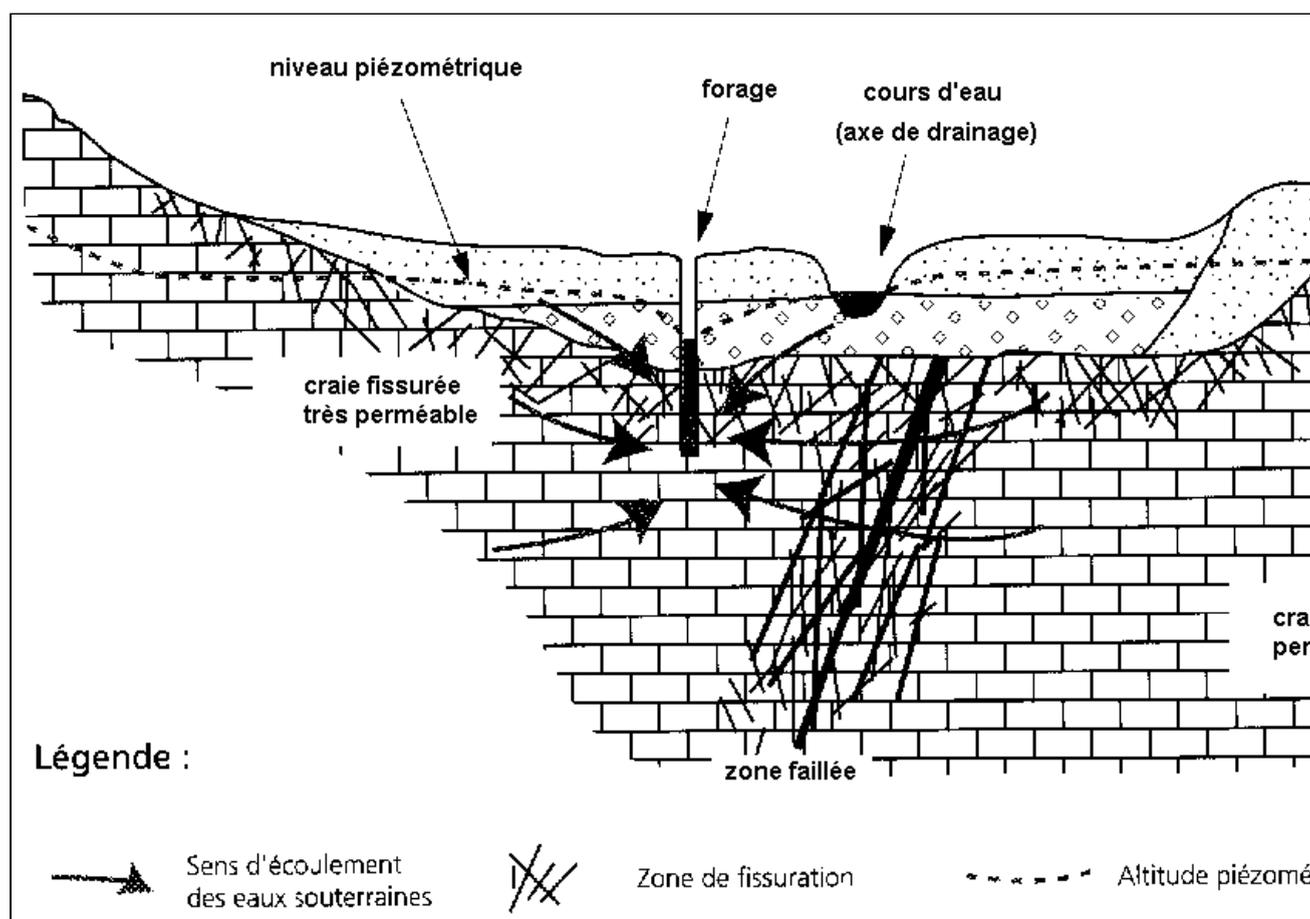


Figure 7-13b: influence d'un prélèvement en nappe à proximité d'un cours d'eau (d'après Rouxel-David et Cordonnier).

* Gradient hydraulique

On le calcule en plaçant 2 piézomètres distants de L mètres. Le gradient est le rapport entre la différence de niveau Dh des piézomètres et la distance L. On utilise également les cartes piézométriques en mesurant la distance entre 2 courbes isopiécuteriques en mesurant la distance entre 2 courbes isopiéométriques (hydroisohypses) consécutives.

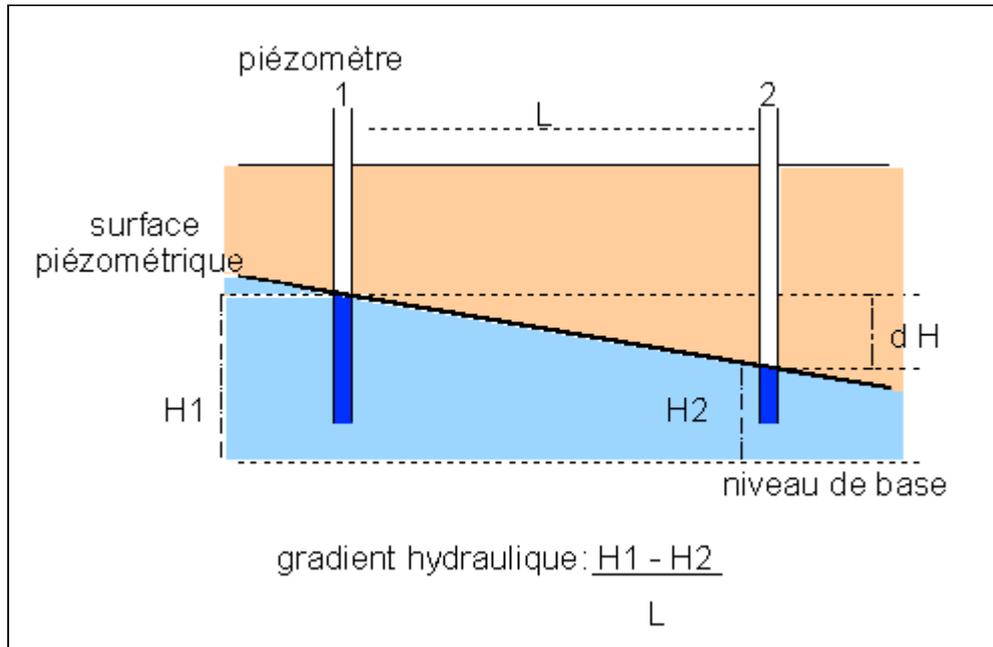


Figure 7-14: calcul du gradient hydraulique avec 2 piézomètres.

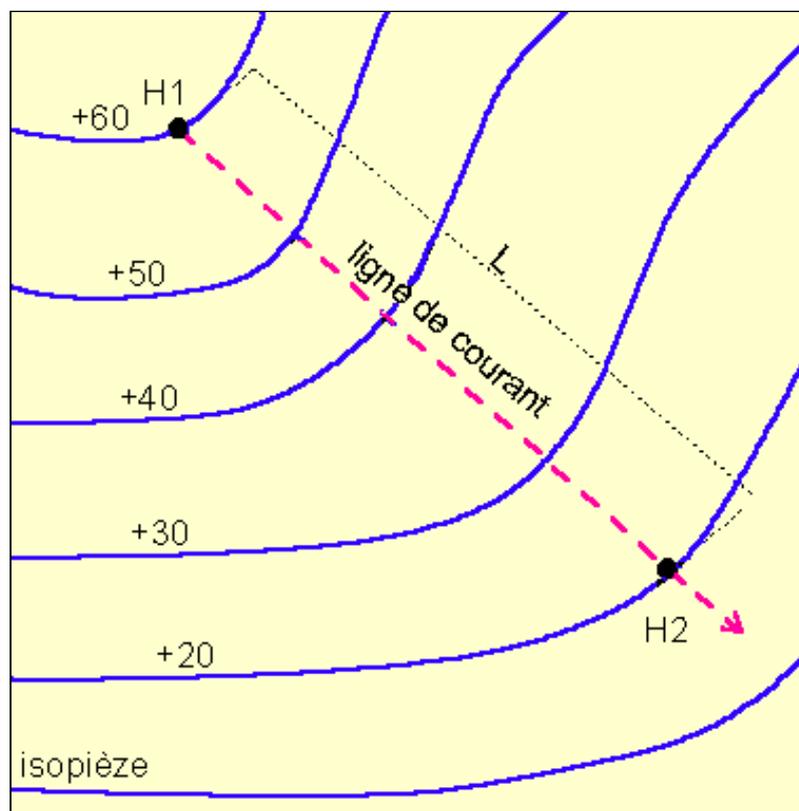


Figure 7-15: calcul du gradient hydraulique à partir d'une carte piézométrique

*** Perméabilité et transmissivité**

"La *perméabilité* est l'aptitude d'un réservoir à se laisser traverser par l'eau sous l'effet d'un gradient hydraulique" (G. CASTANY). Elle est mesurée notamment par le coefficient de perméabilité K défini par la loi de Darcy comme le volume d'eau gravitaire traversant une unité de section perpendiculaire à l'écoulement en 1 seconde sous l'effet d'une unité de gradient hydraulique. En prenant comme unités le m^2 et le m^3 , K est exprimé en m/s

Le coefficient de perméabilité dépend à la fois des caractéristiques du réservoir (granulométrie, porosité efficace) et des caractéristique du fluide (viscosité, donc température, et masse volumique). Il est grossièrement proportionnel au carré du diamètre des grains pour une nappe libre. Il varie de $10 m/s$ à $10^{-11} m/s$. Un matériaux est considéré comme imperméable au delà de $10^{-9} m/s$.

La *transmissivité* caractérise la productivité d'un captage. C'est le produit du coefficient de perméabilité K par l'épaisseur de la zone saturée h .

$$T (m^2/s) = K (m/s) \cdot h(m)$$

La *diffusivité* est le rapport de la Transmissivité sur le coefficient d'emmagasinement; elle caractérise la vitesse de réaction d'un aquifère face à une perturbation.

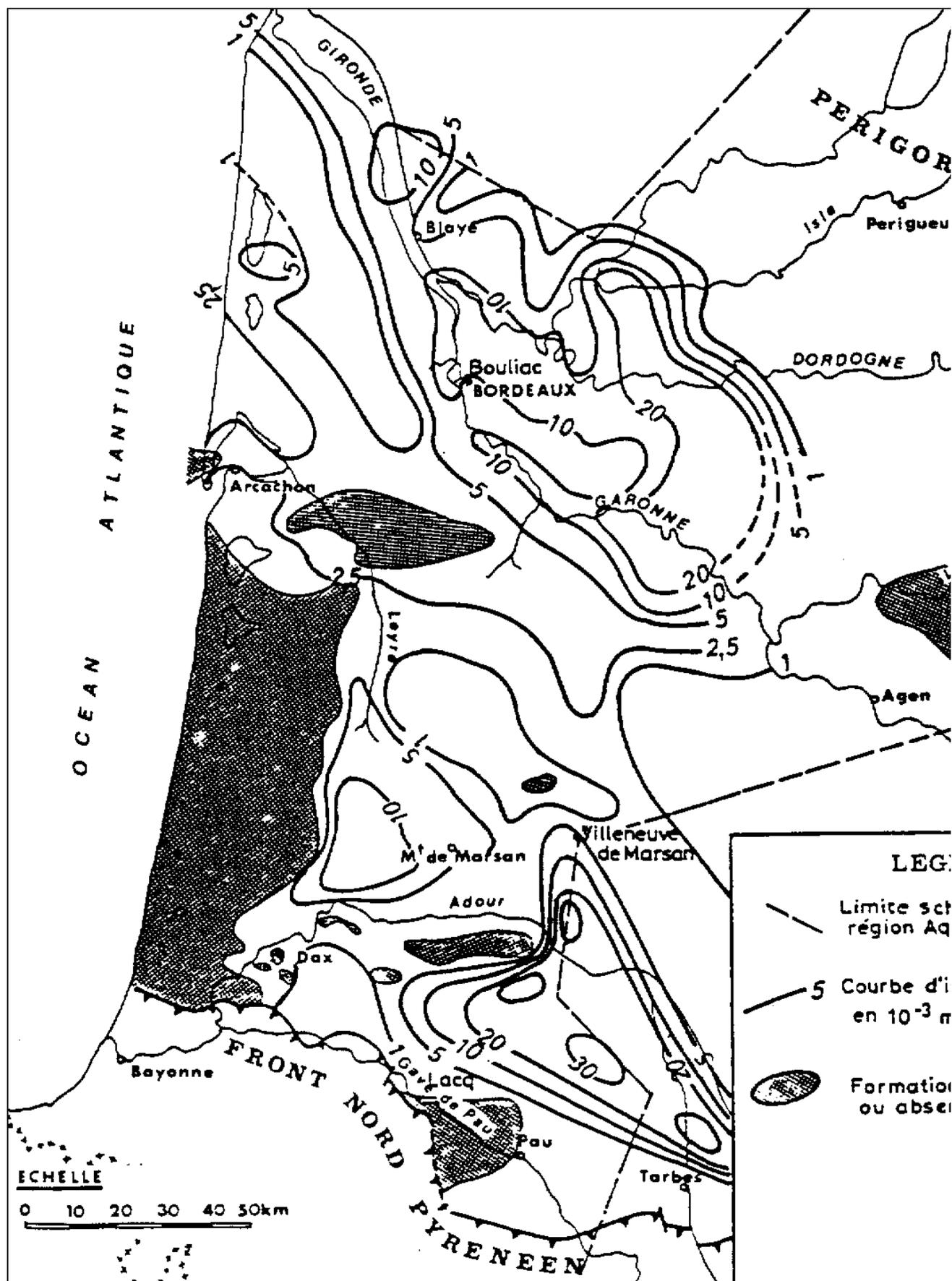


Figure 7-15b: carte des transmissivités en Aquitaine (d'après J. MANIA).

Sur le terrain, la transmissivité est mesurée par les pompages d'essai.

Un pompage d'essai consiste à pomper dans un forage selon un protocole déterminé et à interpréter le rabattement de la surface piézométrique de la nappe au moyen de plusieurs piézomètres disposés à quelques dizaines ou centaines de mètres du point de forage. L'interprétation des données nécessite un traitement complexe qui est largement informatisé de nos jours. Cet essai permet de connaître la quantité optimale d'eau pouvant être prélevée dans la nappe.

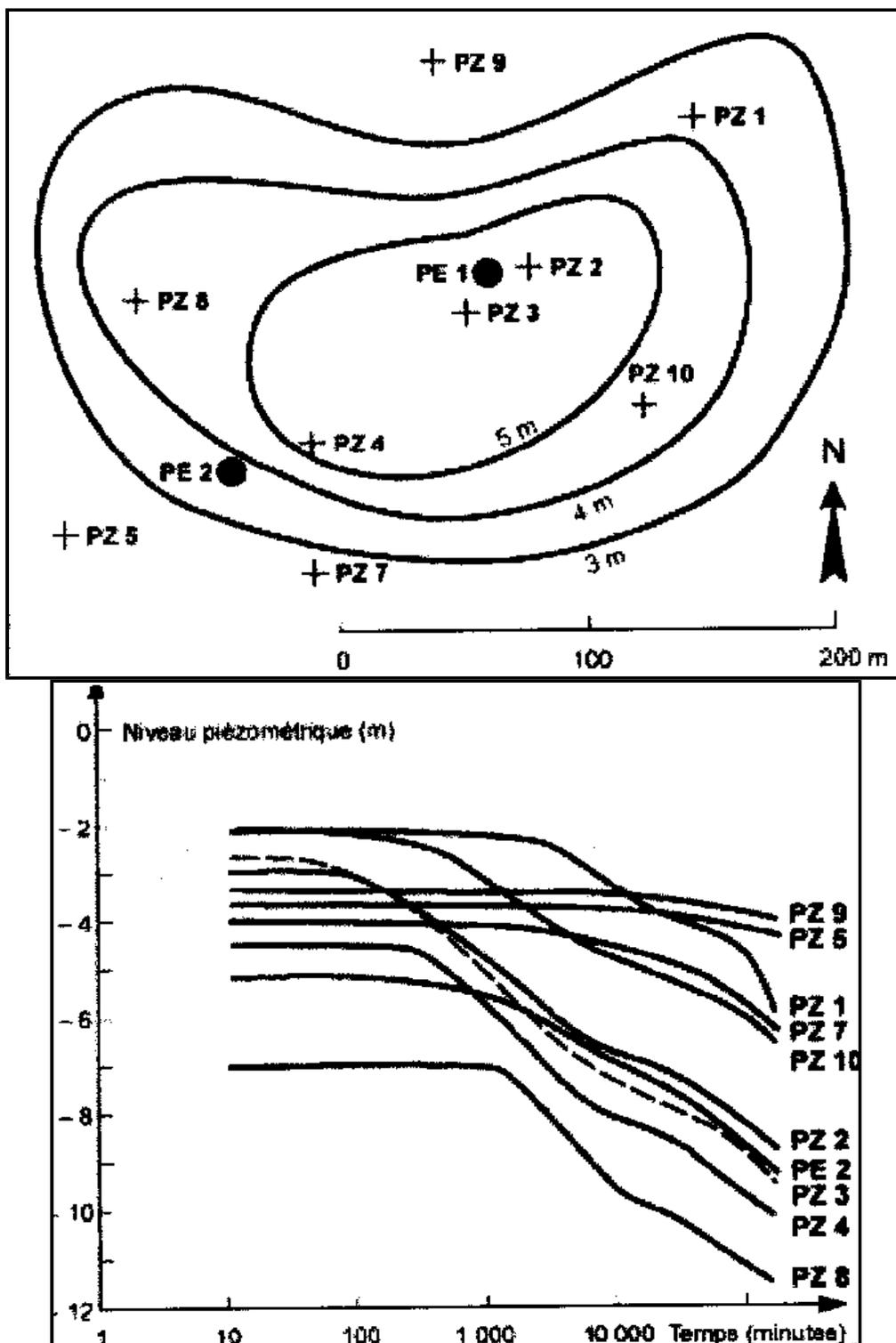


Figure 7-15c: Pompage d'essai dans le forage PE1 et état des rabattements au niveau des piézomètres PZ (d'après ROCHE).

[plus sur les pompages d'essai](#)

*** Débit d'une nappe**

C'est le volume d'eau traversant une section transversale de l'aquifère en une unité de temps. Son calcul est délicat; il faut connaître l'épaisseur de l'aquifère et l'écartement des courbes isopiézométriques. Pour les grandes nappes, on subdivise la section générale en sections élémentaires équipées de couples de piézomètres (forages d'essai).

Le débit d'une nappe peut être évalué par la loi de Darcy:

$$Q = K \cdot A \cdot i$$

Q: débit en m³/s

K: coefficient de perméabilité en m/s

A: section de la nappe en m²

i: gradient hydraulique

*** Vitesse d'écoulement**

Il est possible d'évaluer la vitesse de transfert de l'eau par utilisation d'un marqueur radio-actif, le Tritium. Cet isotope radio-actif de l'hydrogène est produit naturellement par la composante neutronique du rayonnement cosmique sur l'azote atmosphérique. La teneur induite dans les pluies est de l'ordre de 5 U.T. Mais la production principale de tritium résulte des essais aériens de la bombe H à partir de 1952. La teneur des précipitations a été multipliée par 1000 en 1963 sous nos latitudes. L'arrêt des essais après 1963 a entraîné une décroissance exponentielle de la teneur en tritium: dans les années 90, il y en a encore 15 U.T., soit 3 fois plus que la normale d'avant 1952.

Des eaux dépassant 20 U.T. ont un âge de quelques dizaines d'années car elles reflètent le pic de 1963. Des teneurs comprises entre 10 et 20 U.T. indiquent des eaux récentes, infiltrées dans la dernière décennie ou des mélanges d'eaux post-nucléaires, à tritium thermonucléaire, et d'eaux plus récentes. Des teneurs comprises entre 2 et 10 U.T. correspondent à des eaux post-nucléaires mélangées à une eau ancienne. Enfin, des teneurs très faibles sont celles d'une eau infiltrée avant les essais thermo-nucléaires (il ne subsiste plus que 0,5 U.T. après 42 ans dans une eau primitivement à 5 U.T.); c'est le cas de nombreux aquifères profonds.

Des analyses systématiques de la teneur en tritium des précipitations et de l'eau des sources d'une même région permettent d'obtenir une évaluation plus précise. Les mesures ont été faites à Evian.

En 1963, la source d'Evian-Cachat ne contenait pas de tritium alors que les pluies en avaient 2900 U.T. L'apparition du tritium en 1965 s'explique par une contamination de l'eau ancienne par quelques pourcents d'eau de surface. Le pic du tritium est localisé en 1979 dans l'eau de la source, ce qui implique un temps de filtration de 16 ans. Le trajet parcouru dans l'aquifère est d'environ 4 km depuis la zone d'alimentation: on aboutit à une vitesse d'écoulement de la nappe de 250 m par an.

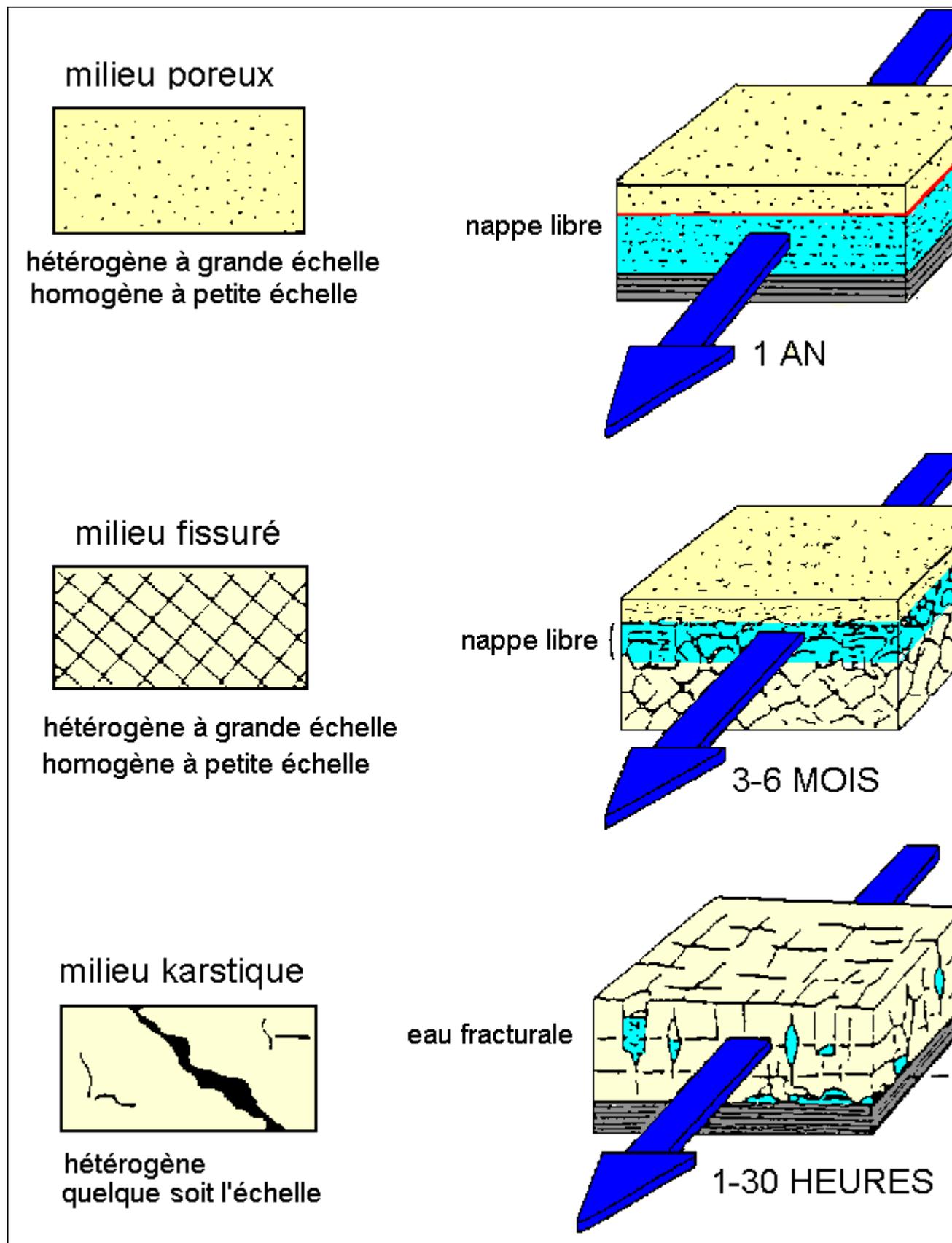


Figure 7-16A: Hétérogénéité des aquifères et vitesse d'écoulement (adapté de DROGUE in GUILLEMIN et ROUX).

Types d'aquifères	vitesse calculées (m/an)	vitesse par traceurs (m/an)	temps de séjours (an/km)
Sables verts du Bassin de Paris	3	-	250-300
Continental Intercalaire (Sahara)	2-3	4	300-500
Alluvions du Rhin	1700	100-2000	0,5-1
Alluvions du Rhône	-	1800	0,5
Aquifère karstique	-	10-100 m / heure	

TABLEAU 7-C: vitesse d'écoulement dans quelques aquifères

5. L'EXPLOITATION DES GRANDS AQUIFERES

5.1 Principales nappes en France

[Figure 7-17: grandes régions naturelles en France.](#)

On compte environ 200 aquifères importants en France, dont 25 captifs qui contiennent 2000 milliards de m³ d'eau. 7 milliards de m³ sont puisés par an, dont plus de 50 % servent à la consommation humaine.

[Figure 7-18: l'eau souterraine en France \(d'après documents B.R.G.M.\)](#)

Les nappes alluviales fournissent plus de la moitié de l'eau souterraine prélevée. Les plateaux calcaires renferment des réseaux karstiques. Les plaines possèdent plusieurs grands aquifères empilés. Les zones de montagnes récentes et les massifs anciens ne renferment que de petits réservoirs. Les sédiments imperméables ne fournissent pas d'eau souterraines exploitables proches de la surface.

[Figure 7-19: principales nappes captives en France \(d'après Margat\).](#)

a) Régions de socle

Dans les roches cristallines ou métamorphiques: Massif Central, Vendée, Bretagne, Vosges, Ardennes, Maures, Esterel, Corse...) Petites nappes locales dans les zones d'altération, les dépôts alluviaux ou les zones fissurées. Les ressources en eau souterraine sont faibles et l'habitat rural est dispersé. Il faut utiliser les eaux de surface. Ces petites nappes sont très sensibles à la pollution (pollution par lisier en Bretagne).

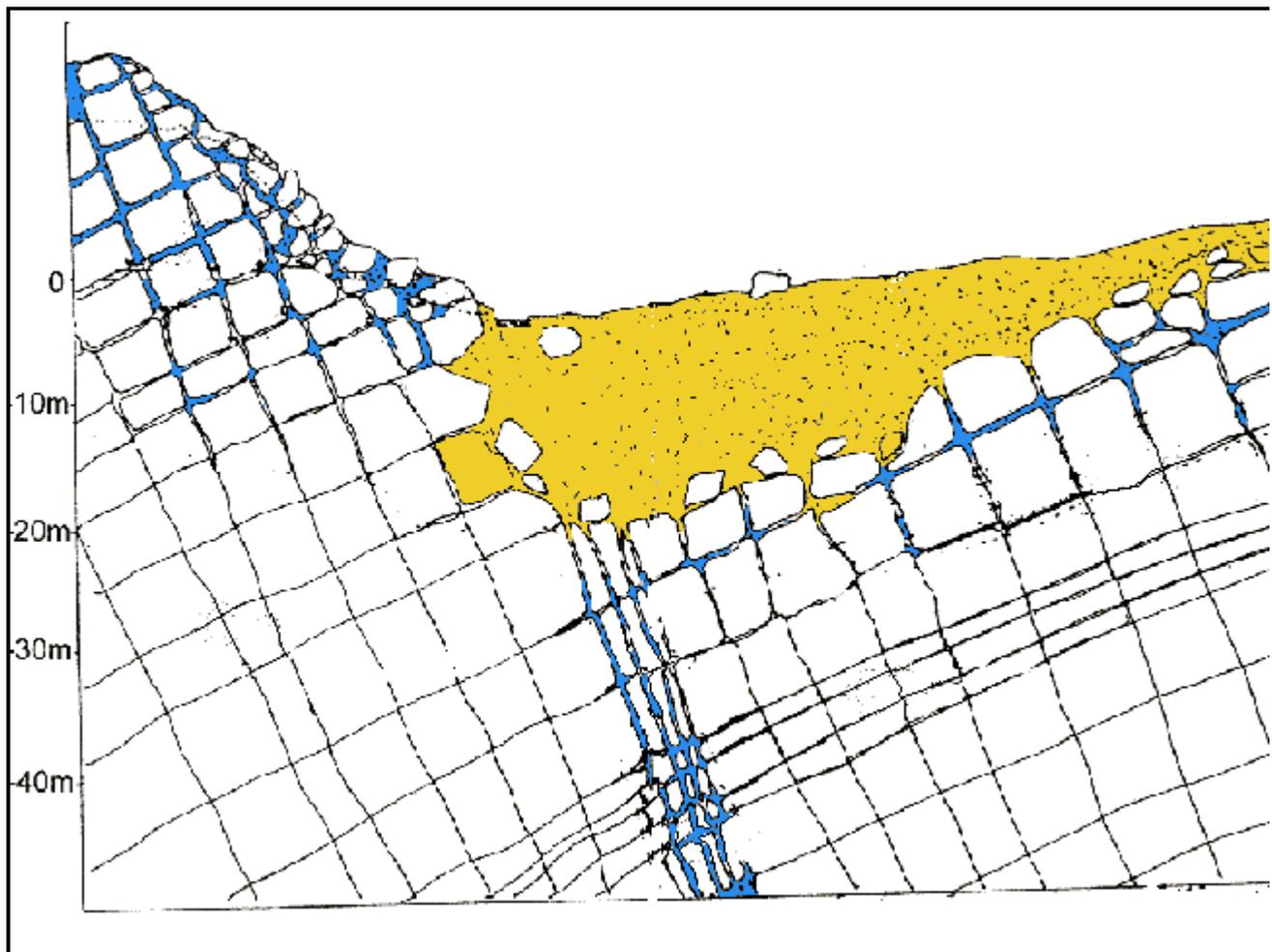


Figure 7-16B: ressource en eau en pays granitique. L'eau dans la pellicule d'altération (en jaune) est en communication avec celle des fissures.

b) Montagne à terrains sédimentaires plissés

Nappes rares, réservoirs très fragmentés.

c) Plateaux calcaires

Circulation karstique par rivières souterraines en relation avec le réseau de surface (pertes, résurgences). Les réseaux de fissures situées au dessous du niveau des exutoires jouent le rôle de réservoir (eau de fond). Jura, Causses, Vaucluse.

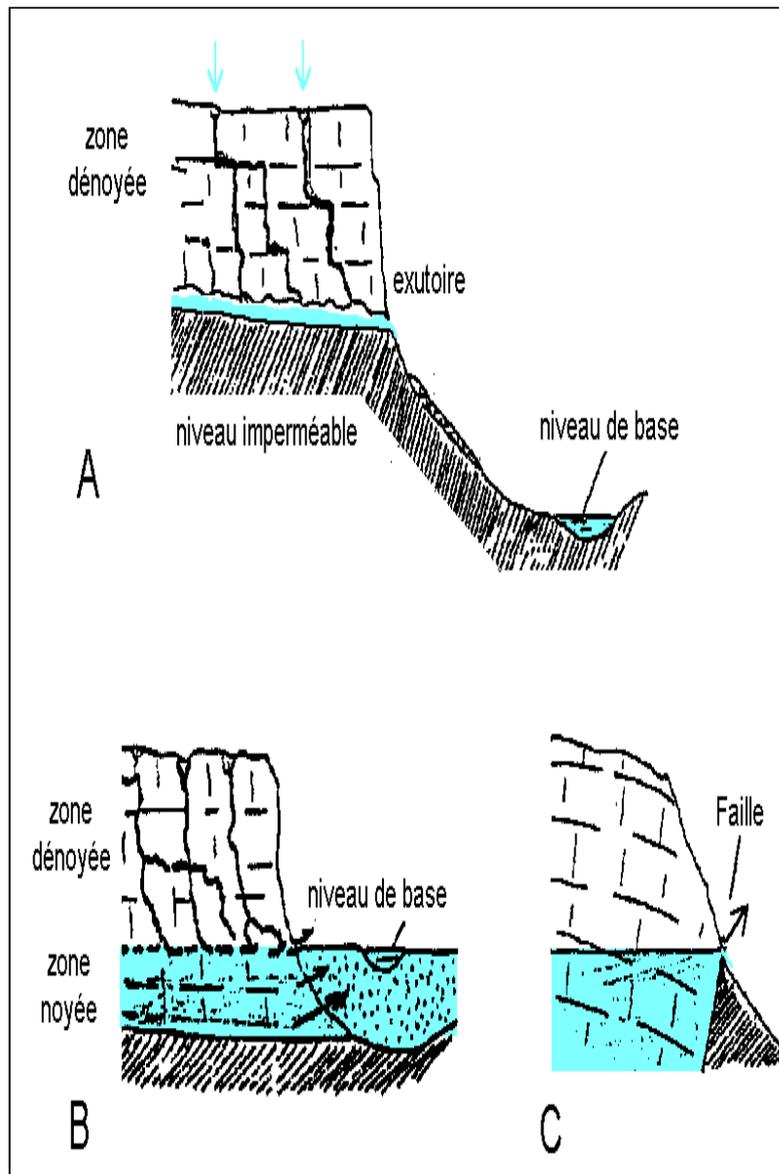


Figure 19b: Systèmes hydrogéologiques karstiques:

A: karst perché - le réseau est à une altitude supérieure ou égale à celle de l'exutoire

B: karst à base noyée: le réseau descend au-dessous du niveau de base (cours d'eau ou mer)

C: karst barré: karst noyé dont l'écoulement est bloqué par un obstacle; les sources sont des sources de débordement.

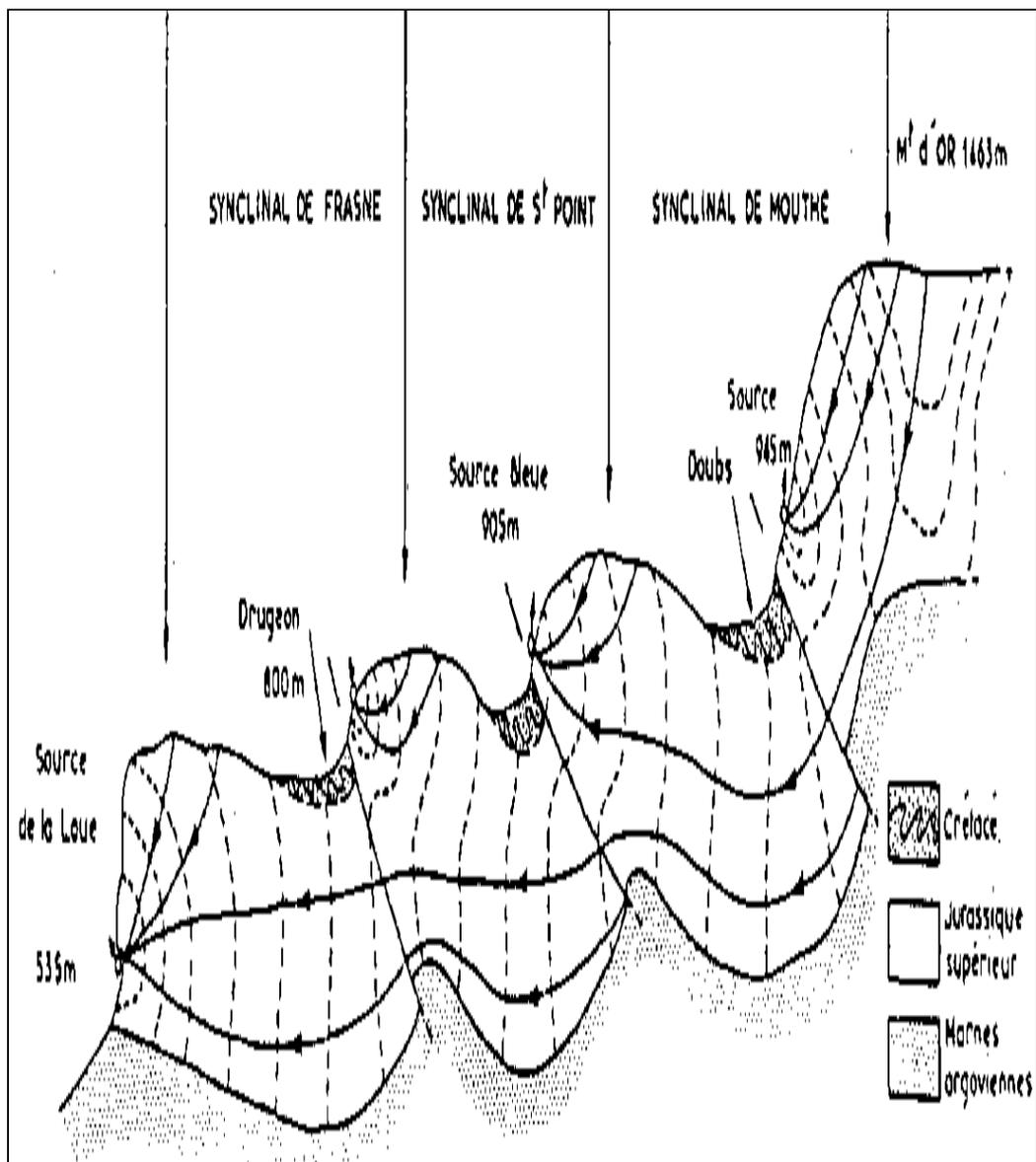


Figure 19c: Circulation dans un karst en pays plissé: résurgence de la Loue (Doubs).

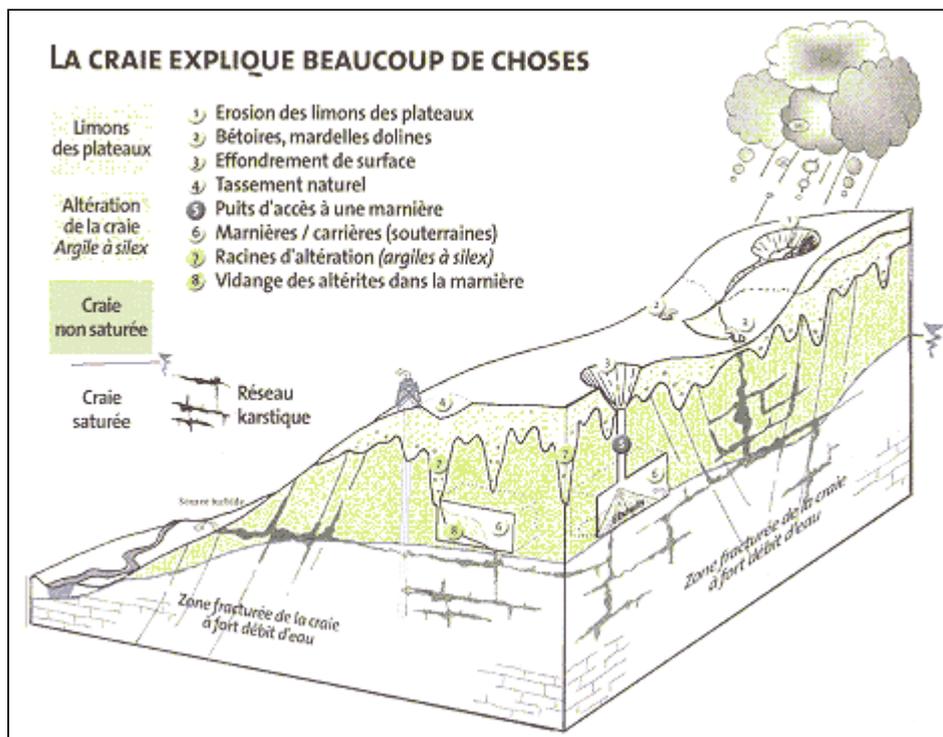


Figure 19d: Fracturation, effondrement et circulation de l'eau dans le craie de Normandie (document BRGM)

d) Bassins sédimentaires

Bassin de Paris et Bassin d'Aquitaine. Ces bassins sont constitués d'un empilement de roches perméables et imperméables qui délimitent une superposition de nappes; la nappe supérieure est libre, les autres sont captives.

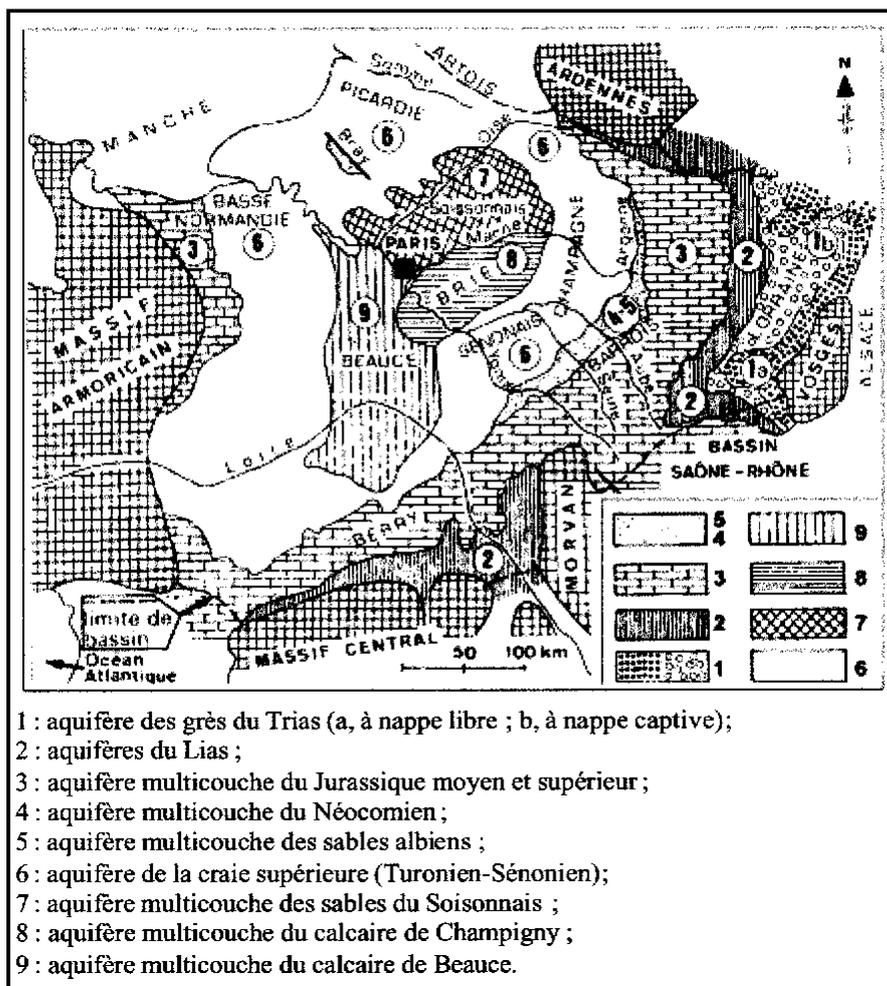


Figure 7-19d: principaux aquifères du Bassin Parisien (d'après CASTANY)

Dans la région parisienne, il existe 2 nappes captives qui sont exploitées: celle de l'aquifère multicouche du Néocomien (Crétacé inférieur) séparée par un niveau semi-perméable (Aptien) de celle des sables verts sus-jacents de l'Albien. Depuis 1850, les niveaux piézométriques ont fortement chuté et les transferts d'eau se font au travers de l'Aptien, selon la différence des niveaux piézométriques, depuis l'aquifère néocomien jusqu'à celui de l'Albien (Figure 7-19e).

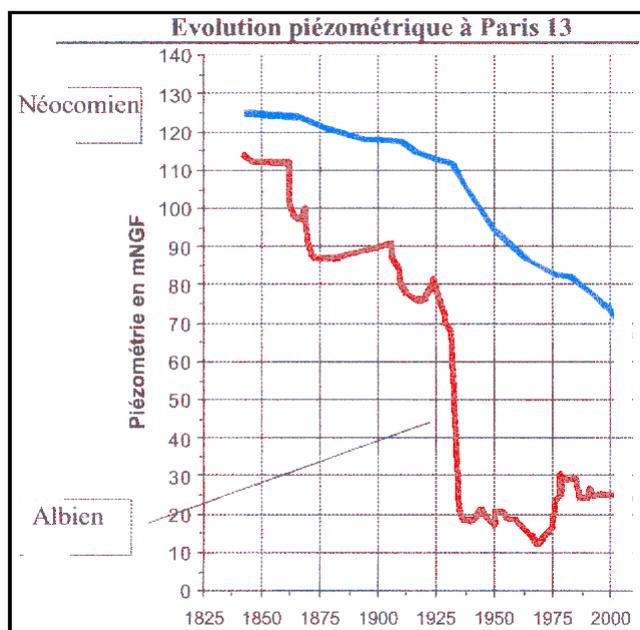


Figure 7-19e: Rabattement des nappes du Néocomien et de l'Albien à Paris, à la suite de leur exploitation (d'après ROCHE)

e) Plaines alluviales

Elles sont contenues dans les alluvions des grands cours d'eau. Elles sont intensément exploitées et très sensibles à la pollution.

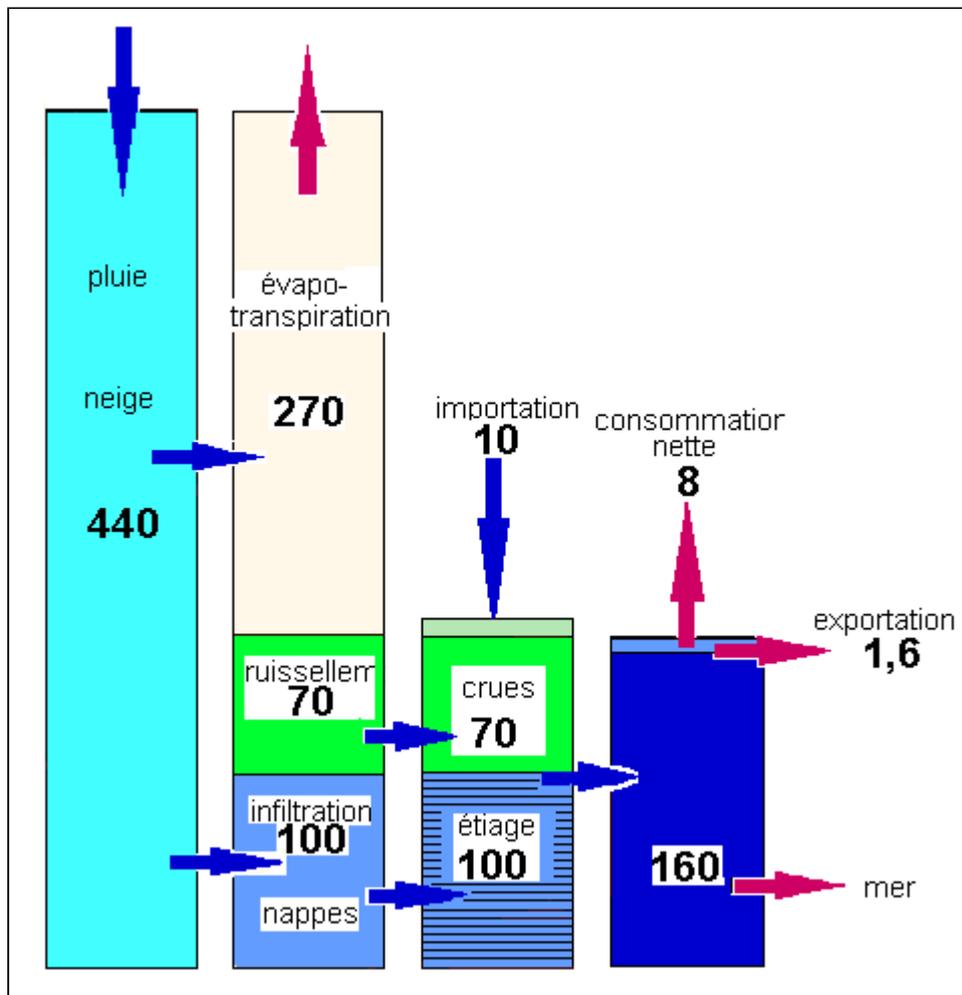


Figure 7-20: bilan de l'eau en France en km³ (d'après Roux).

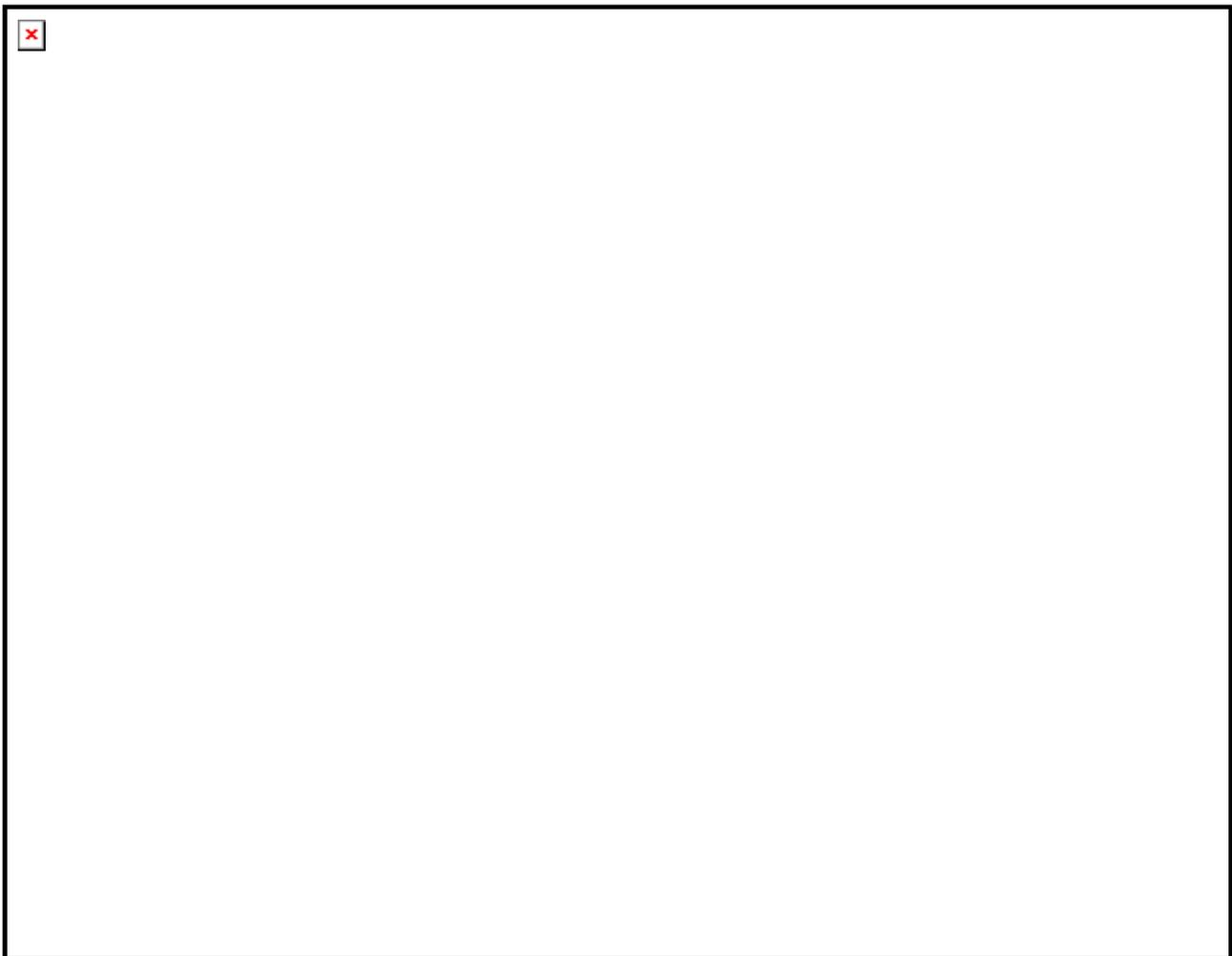


Figure 7-20b: Bilan annuel de la nappe de la craie du Nord-Pas-de-Calais (d'après CRAMPON et al.)

Grandes nappes libres	4,4 millions de m ³ par jour
Nappes captives	2,7
Nappes alluviales	6

TABLEAU 7-D: prélèvement des eaux souterraines en France (d'après Roux).

5.2 La gestion des stocks souterrains

Les grands aquifères à l'échelle mondiale sont de véritables mines d'eau souterraine. Dans les parcours terrestres du cycle de l'eau, ils jouent un rôle primordial comme régulateurs. Sans eux, les écoulements naturels seraient aussi irréguliers que les précipitations et aucune ressource d'eau permanente n'existerait. Les nappes libres sont de bien meilleurs régulateurs puisque le niveau piézométrique, et donc le volume de l'eau contenue, peut varier. Le débit des rivières dont le lit correspond au niveau piézométrique d'une nappe est très régulier: c'est le cas de la Somme avec la nappe de la craie

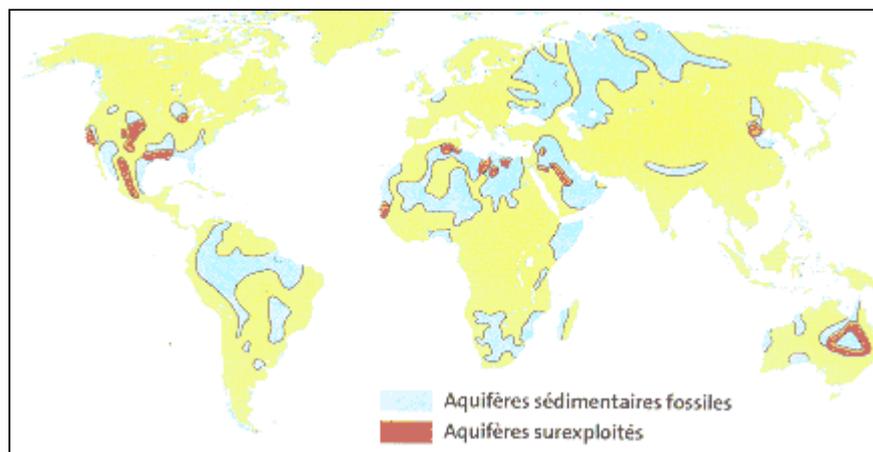


Figure 7-21: Grands aquifères mondiaux et leur surexploitation

Ces grands stocks d'eau souterraine peuvent être considérés comme des ressources renouvelables ou non renouvelables selon leur approvisionnement actuel, l'intensité des prélèvements et leur taux moyen annuel de renouvellement qui est très lent. Le renouvellement des grands réservoirs peut être exprimé de deux façons: (1) par le rapport du flux entrant et sortant au volume total d'eau contenue, (2) par la durée théorique nécessaire pour que les flux cumulés soient égaux au stock.

Grand aquifère	taux annuel de renouvellement	durée de rer
Grand bassin artésien (Australie)	5.10^{-5}	
Continental Intercalaire (Sahara)	$1,4.10^{-5}$	
Sables verts albiens (B. de Paris)	5.10^{-5}	
Bassin de Maranhao (Brésil)	13.10^{-4}	

TABLEAU 7-E : renouvellement de l'eau dans les grands réservoirs (d'après Margat).

Les grands aquifères sahariens sont ceux du "Continental intercalaire" au Nord et des "Grès de Nubie" à l'Est. Le stock d'eau renouvelable en Libye était de 1017 m³/an/habitant en 1990; il devrait descendre à 377 m³ en 2015 (estimation des Nations Unies). Or, les problèmes de ressource en eau renouvelable commencent au dessous de 1000 m³. Les prévisions sont également sombres pour l'Egypte. Quant à la Jordanie, la ressource n'est plus que de 180 m³/an/habitant en 1996: le prélèvement des eaux souterraines fossiles (non renouvelable) est indispensable. On voit que le taux de renouvellement de nombreux grands réservoirs à nappes libre ou captive est inférieur à 10^{-4} à 10^{-5} , ce qui correspond à des durées de renouvellement de plusieurs millénaires ou dizaines de millénaires. A l'opposé, les petits réservoirs ont des durées de renouvellement plus courtes, quelques dizaines d'années, et offrent ainsi des ressources en eau renouvelables. Finalement deux sortes de réservoirs offrent des ressources non renouvelables:

- ⚡ -les aquifères profonds des grands bassins sédimentaires en toutes zones climatiques, à nappe d'eau douce captive, accessibles par des forages pouvant dépasser 2000 m de profondeur;
- ⚡ - les aquifères à nappe libre de grande épaisseur (jusqu'à plusieurs centaines de mètres) en région aride.

Dans les pays à climat aride et dont les ressources en eau renouvelables sont limitées et fortement exploitées, des moyens techniques et financiers importants ont permis une véritable exploitation minière des aquifères profonds selon une stratégie d'épuisement de la ressource en quelques dizaines d'années: cette stratégie de déstockage massif est conduite aux U.S.A. (Arizona), au Sahara, en Arabie Saoudite... Dans ces pays arides l'approvisionnement en eau est tributaire des ressources non renouvelables: 73% en Arabie Saoudite, 71% en Libye. En Libye, l'eau des aquifères sahariens extrait par forage est transportée par canalisation sur plus de 500 km vers les régions qui l'utilisent. Les grands aquifères sahariens sont ceux du "Continental intercalaire" au Nord et des "Grès de Nubie" à l'Est. Le stock d'eau renouvelable en Libye était de 1017 m³/an/habitant en 1990; il devrait descendre à 377 m³ en 2015 (estimation des Nations Unies). Or, les problèmes de ressource en eau renouvelable commencent au dessous de 1000 m³. Les prévisions sont également sombres pour l'Egypte. Quant à la Jordanie, la ressource n'est plus que de 180 m³/an/habitant en 1996: le prélèvement des eaux souterraines fossiles (non renouvelable) est indispensable.

En fait, les quantités d'eau extractibles dans les aquifères profonds sont bien inférieures aux réserves calculées. En effet, la profondeur de pompage de l'eau est limitée techniquement et économiquement à 250 m au maximum. C'est dire que l'eau des grandes nappes captives profondes, de l'ordre du milliers de mètres, ne livrent qu'une infime partie de leur réserve sous pression; la chute rapide du niveau piézométrique arrête vite la possibilité d'exploitation. D'autre part, pour épuiser des nappes souterraines très étendues, où les vitesses de percolation latérale de l'eau sont faibles, il faudrait pratiquer un très grand nombre de forages sans commune mesure avec les critères de rentabilité.

Quoi qu'il en soit, le volume d'eau souterraine actuellement extrait et déstocké des réservoirs n'est pas perdu au sens strict, puisqu'il est réinjecté dans le cycle de l'eau de surface; depuis le début du siècle, on estime à quelque mille milliards de m³ la quantité d'eau extraite d'une manière irréversible des aquifères. Comparé aux masses d'eau mise en jeu dans le cycle terrestre, ce volume additionnel a des effets négligeables à l'échelle humaine.

6. PRINCIPAUX AQUIFERES UTILISES EN PICARDIE

Il y a plusieurs aquifères superposés dans les formations secondaires et tertiaires, séparés les uns des autres par des couches plus ou moins imperméables qui peuvent permettre un transit d'eau d'un aquifère à celui qui lui est inférieur. Lorsque ces transits sont importants, on parle alors d'aquifère multicouche.

TERRAIN	RESSOURCE
Alluvions des vallées	aquifères productifs
série tertiaire	aquifère multicouche peu productif
craie crétacée	aquifère productif
sables verts crétacés	nappe généralement captive peu exploitée
calcaires jurassiques	aquifère multicouche exploité au Nord

TABLEAU 7-F: Principaux aquifères en Picardie

(cliquer pour afficher les figures de taille importante)

[Figure 7-22: Nappes d'eaux souterraines en Picardie \(document B.R.G.M.\).](#)

[Figure 7-22b: Aquifères du bassin Artois-Picardie \(document de l'Agence de l'Eau\)](#)

6.1 Aquifères alluvionnaires

Les alluvions sont des sédiments récents, généralement fluviatiles, qui peuvent reposer sur un substratum imperméable ou perméable:

* dans le premier cas, l'eau ne circule que dans les alluvions et forme une nappe alluviale indépendante, mais alimentée (soutenue) par l'eau de la rivière. La nappe de la vallée de la Marne qui repose sur des formations imperméables dans le Sud du département de l'Aisne présente une minéralisation, une dureté et une alcalinité élevée (en particulier 150 mg/L de sulfate et 24 mg/L de K).

* dans le deuxième cas, le plus fréquent dans la région, l'aquifère des alluvions est confondu avec celui sous-jacent (souvent celui de la craie) et forme un aquifère complexe généralement très productif. L'eau de la nappe alluviale alimente la rivière et maintien son niveau en période de sécheresse. A l'inverse, lorsque les prélèvements sur la nappe sont importants, le rabattement provoque un apport d'eau depuis la rivière.

Les nappes alluvionnaires sont peu épaisses (moins de 10 m) et la productivité des captages est très variable, de 1 à 150 m³/h. Le renouvellement de l'eau est rapide et la vulnérabilité aux pollutions forte. Elles correspondent à 5% de la ressource. Elles fournissent de l'eau qui est généralement plus minéralisée que celle de la craie.

Les champs captants installés sur ce type d'aquifère peuvent prélever avec des débits atteignant jusqu'à 90% du débit de la rivière. L'alimentation de la ville de Soissons demande 2 900 000 m³ par an, celle de l'agglomération de Creil: 7 000 000 m³ par an.

La nappe peut être réalimentée à partir de l'eau de la rivière préalablement traitée si besoin.

6.2 Aquifères du Tertiaire

Ils sont nombreux et superposés, leur épaisseur est comprise entre 5 et 50 m. Les nappes sont libres ou captives, toutes ne sont pas exploitées. La productivité des captages varie de 10 à 200 m³/h. Ils renferment 6% de la ressource.

* Sables de Fontainebleau (Oligocène) ressource limitée en Picardie du fait de la faible extension du réservoir.

* Calcaires de Brie (Oligocène) Ces calcaires siliceux fissurés et caverneux (meulière) contiennent une nappe de faible puissance et souvent polluée par les infiltrations de la surface; elle est peu exploitée.

* Calcaire de Champigny (Eocène) Aquifère multicouche à perméabilité de fissures (karstification). La source karstique de la Dhuis (02) est captée pour alimenter Paris.

* Calcaires de St Ouen et Sables de Beauchamp (Bartonien; Eocène) Aquifère bicouche donnant des petites nappes perchées; peu utilisé pour l'adduction d'eau potable.

* Calcaires grossiers du Lutétien (Eocène) Aquifère épais (20 m) à perméabilité d'interstices et de fissures (karstification possible): la nappe est généralement libre. Les sources sont nombreuses dans l'Aisne et l'Oise: elles sont captées pour l'eau potable.

* Sables de Cuise (Cuisien; Eocène) Perméabilité d'interstice donnant des débits trop faibles pour être exploité. La nappe est libre ou captive.

* Sables de Bracheux (Thanétien; Eocène) L'aquifère n'est individualisé que lorsqu'il repose sur une couche suffisamment argileuse; sinon il est confondu avec celui de la craie sous-jacente. La nappe contenue qui fournit des débits importants est exploitée.

6.3 La nappe de la Craie

La nappe la plus importante en Picardie par son étendue et son utilisation. L'aquifère comprend les craies du Cénomanién, du Turonien et du Sénonien dans l'Oise et le Sud de l'Aisne. Dans la Somme et le Nord de l'Aisne, une couche marneuse dans le Turonien moyen ("dièves") scinde l'aquifère en deux parties: une nappe dans le Cénomanién, une nappe dans le Turonien-Sénonien. La base est formée par les argiles du Gault. La craie est une roche poreuse et fissurée, mais c'est la perméabilité de fissures qui permet un écoulement important. L'épaisseur utile de la nappe est inférieure à 50 m et la productivité des captages est très variable (10 à 400 m³/h). Les sources alimentées par la nappe de la craie ont un fort débit (source de la Somme: 300 l/s). La réserve est bien renouvelée par les précipitations locales mais la vulnérabilité aux pollutions est forte.

La nappe de la craie est libre dans la Somme en particulier où elle est alimentée directement par les précipitations. Elle est captive lorsqu'il y a un recouvrement tertiaire (Oise, Aisne). Les eaux ont un faciès bicarbonaté calcique qui leur confère une dureté assez forte et un pH légèrement alcalin. La minéralisation augmente en régime captif et l'augmentation des teneurs en fer et en fluor notamment détériore la qualité.

La nappe de la craie constitue 84 % de la ressource. Elle fournit 100 millions de m³ d'eau potable par an en Picardie.

6.4 Les aquifères du Crétacé inférieur

Deux aquifères affleurent en Pays de Bray.

* L'aquifère multicouche des sables verts de l'Albien: formé d'une alternance de couches argilo-sableuses, il contient une nappe captive très importante et exploitée par forages profonds dans la région parisienne.

* L'aquifère multicouche du Néocomien-Barrémien: plus profond, il est peu exploité.

Les sables verts affleurent également en Thiérache (Aisne). Ailleurs, les aquifères sont captifs. L'eau est très minéralisée.

6.5 L'aquifère multicouches des calcaires jurassiques

Les calcaires diaclasés du Jurassique moyen (Bajocien-Bathonien) contiennent une nappe libre importante exploitée dans la région d'Hirson: une source captée fournit 1 200 000 m³ d'eau potable par an, un forage en délivre 1 750 000 m³ (exportée dans le Nord). La nappe est libre et son épaisseur est supérieure à 50 m. L'eau est de bonne qualité et les captages fournissent en moyenne 30 m³/h.

6.6 Utilisation des eaux souterraines

Prélèvement total annuel en Picardie: 232 000 milliers de m³.

Utilisation par type d'usage :

Alimentation en Eau Potable	58 %
Industries	35%
Agriculture	7%

Nappe	Eau Potable	Industrie	Agriculture	%
Alluvions	8000	2900	100	5
Lutétien-Bartonien	13500	835	139	6
Cuisien	5560	1100	80	3
Thanétien	15000	15000	100	13
Craie	90000	61000	15	70,2
Bathonien	2365	10	8	1,8
Divers	800	300	-	<1

TABLEAU 7-G: Aquifères prélevés en Picardie (milliers de m³) d'après V. FURRY (1997).

Ces chiffres sont relativement anciens (une dizaine d'années): depuis lors, les prélèvements de l'agriculture ont fortement augmenté (irrigation demandée par l'industrie agro-alimentaire).

7. L'EAU DANS LE DEPARTEMENT DE LA SOMME

Les ressources en eau de la Somme sont abondantes. L'eau de surface est surtout prélevée par l'industries (16,88 millions de m³ en 1996) et très secondairement par l'agriculture. L'eau de la nappe de la craie alimente les collectivités en eau potable (50,26 millions de m³), l'industrie ((36,47 millions de m³) et l'irrigation (24,53 millions de m³ en 1996).

On estime que'en année normale, un peu plus d'un milliard de m³ d'eau des précipitations rejoint la nappe de la craie. D'autre part, il y a environ 6 000 hectares de plans d'eau. Néanmoins au printemps 1997, le préfet de la Somme a émis un arrêté "sécheresse" visant à réduire la consommation de l'eau: il y a donc un problème de quantité. D'autre part certains secteurs du département ont été décrétés "zones vulnérables" par rapport aux nitrates: il y a donc aussi un problème de qualité.

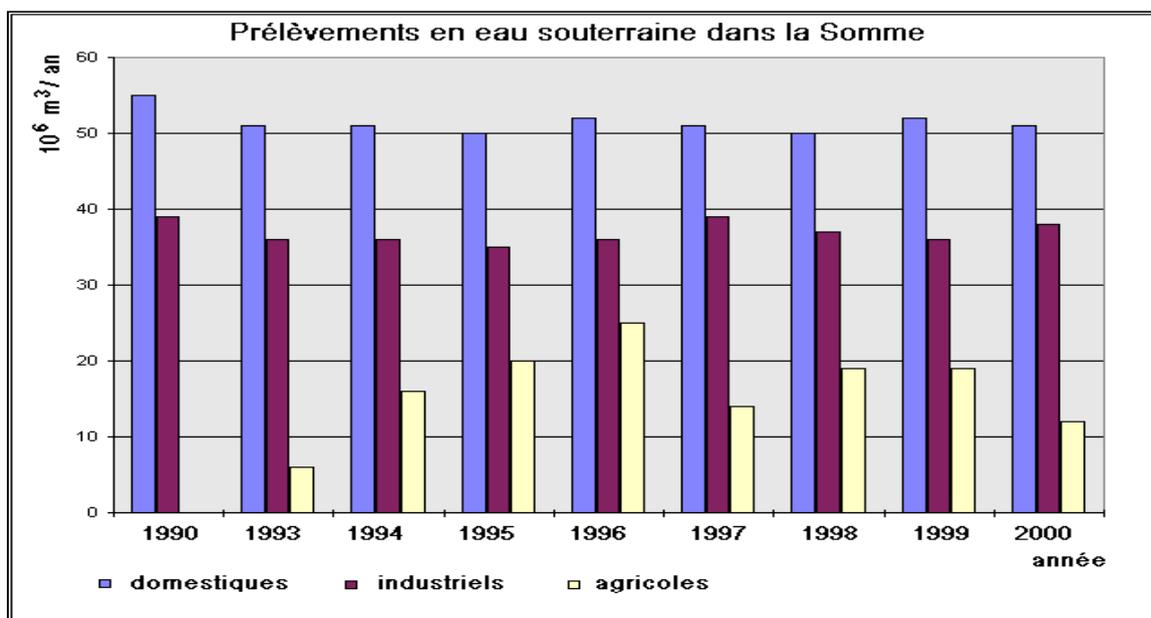


Figure 7-22: volumes prélevés dans la nappe de la craie (d'après l'Agence de l'Eau Artois-Picardie)

La nappe de la craie est facilement accessible par forages. Le niveau piézométrique est à quelques dizaines de mètres de profondeur. Elle est rechargée par infiltration d'une partie des précipitations pendant les mois d'hiver: c'est dire qu'un déficit de pluviosité à cette période produit un abaissement du niveau que ne peuvent remonter les pluies d'été. Le niveau de la nappe peut fluctuer d'une hauteur de 20 m. Une succession d'hivers plus secs entraîne une situation de sécheresse hydrogéologique (nappe très basse, assèchement des captages) bien que la pluviométrie totale annuelle puisse sembler normale.

La quantité d'eau disponible à partir de la nappe n'est donc pas illimitée et des mesures d'économie doivent être prises obligatoirement en période de bas niveau piézométrique. La consommation d'eau potable est exagérée par l'importance des fuites sur le réseau: 25% de pertes est considéré comme satisfaisant, mais localement les pertes atteignent 50%. L'utilisation de l'eau souterraine pour l'irrigation est en augmentation: un meilleur contrôle des prélèvements est en cours (pose de compteurs sur les forages, mais aussi .vérification et relevé de la consommation...) Un programme d'étude de l'irrigation est mis en place pour mieux gérer la quantité et la qualité (à comparer avec les programmes irrimieux et fertimieux dans d'autres départements).

La qualité de l'eau souterraine est affectée par la teneur élevée en nitrates, tribut payé aux forts rendements agricoles. partout les forages fournissent une eau à près de 25 mg/l de nitrates, valeur maximale recommandée, et certains à 50 mg/l, valeur limite acceptable pour l'alimentation humaine. Bien que les autorités minimisent ces valeurs, s'appuyant sur le fait que le situation est pire dans le Pas-de-Calais (...), la situation est préoccupante quand on sait que souvent la teneur en nitrate augmente d'une année à l'autre par "effet retard" (il faut en viron une vingtaine d'année pour que les nitrates du sol atteignent recommandée, et certains à 50 mg/l, valeur limite acceptable pour l'alimentation humaine. Bien que les autorités minimisent ces valeurs, s'appuyant sur le fait que le situation est pire dans le Pas-de-Calais (...), la situation est préoccupante quand on sait que souvent la teneur en nitrate augmente d'une année à l'autre par "effet retard" (il faut en viron une vingtaine d'année pour que les nitrates du sol atteignent la nappe). La solution adoptée est de fermer un captage quand la teneur en nitrates dépasse une valeur acceptable et de forer dans une zone plus favorable. Des pesticides comme les herbicides (Atrazine et Simazine) et leurs dérivés (comme la déséthylatrazine) accompagnent la migration des nitrates vers la nappe. En 2000, ces molécules ont été détectées dans 30% des captages.

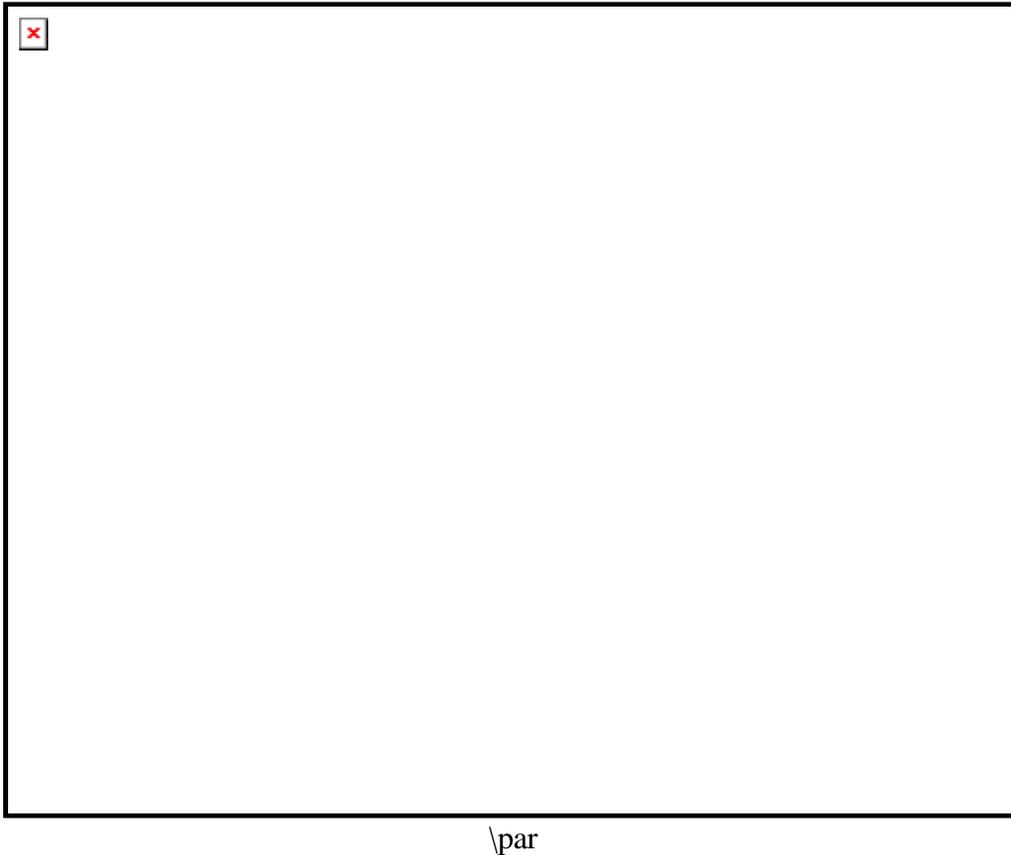
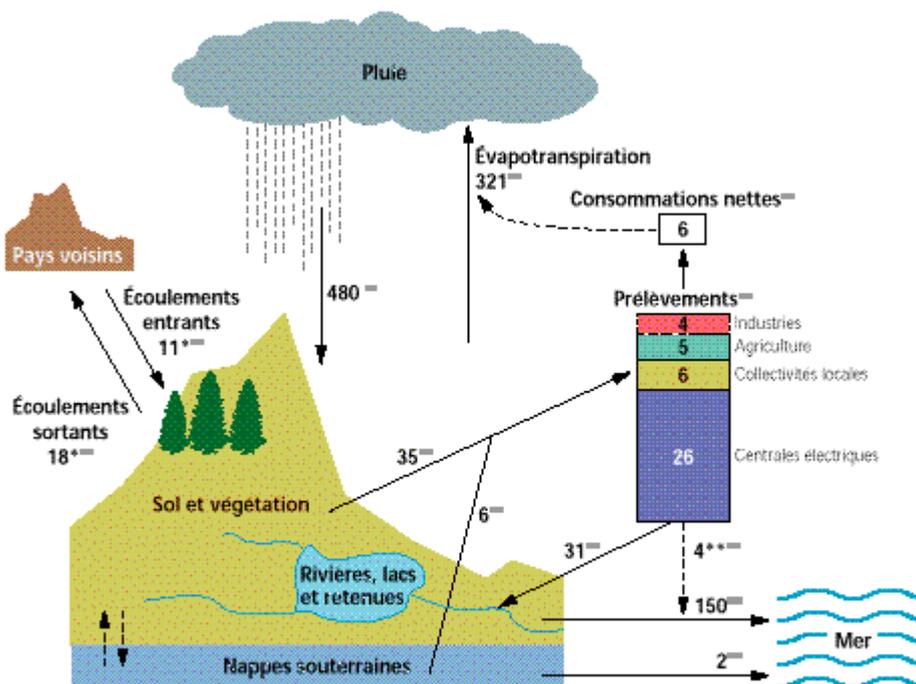


Figure 7-22b: Teneurs en Nitrate de l'eau de la nappe libre de la craie en 2001 (d'après Agence de l'Eau Artois-Picardie).

Les mesures à prendre pour lutter contre la pollution de la nappe sont de plusieurs types:

- * mieux contrôler les intrants agricoles: bilan azoté du sol en fin de culture, réduction des herbicides (?) et autres produits. Les contraintes sont évidentes dans les secteurs classés zones vulnérables. Le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) est établi en ce sens.
- * mieux contrôler les autres sources de pollution: décharges sauvages, puits désaffectés, points noirs de friches industrielles, infiltration des eaux usées...
- * protéger l'environnement immédiat des captages des sources de pollution éventuelles en définissant des périmètres de protection:
 - périmètre immédiat
 - périmètre rapproché
 - périmètre éloigné.

*La ressource et les prélèvements par nature*Flux en milliards de m³ par an

(1) Moyenne annuelle à long terme. * Rhin non compté.

(2) Estimation 1994. ** Non compris le rejet hydroélectrique de la basse Durance dans l'étang de Berre.

(France métropolitaine) Source : Ifen - BRGM - ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (DE)

Fig. 7-23: Ressources et prélèvement d'eau en France.

REFERENCES

AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE - Documents et plaquettes disponibles à l'Agence (Douai).

BARRE F. (1998) - L'eau en Somme. L'envol en Pays de Somme. Amiens, juin 1998, p. 20-25.

BLAVOUX B. et LETOLLE R. (1995) - Apports des techniques isotopiques à la connaissance des eaux souterraines. Géochronique, 54, p. 12-15.

BRACQ P. (1994) - L'effet d'échelle sur le comportement hydrodynamique et hydrodispersif de l'aquifère crayeux, apports de l'analyse structurale. Soc. Géol. Nord, pub. n° 21.

B.R.G.M. (1982) - Atlas hydrogéologique de l'Aisne.

B.R.G.M. (2002) - Pour une terre durable.

CASTANY G. (1979) - Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Dunod.

CAOUS J.Y., CAUDRON M. et MERCIER E. (1983) - Atlas hydrogéologique du département de

l'Aisne. B.R.G.M.

CAOUS J.Y. et COMON D. (1987) - Atlas hydrogéologique du département de l'Oise. B.R.G.M.

DE MARSILY G. (1981) - Hydrogéologie quantitative. Masson

DIREN et Conseil Régional de Picardie (1997) - L'environnement en Picardie. 20 p.

FURRY V. (1997) - Les eaux souterraines en Picardie. Mém.DESS Environnement, Univ. Picardie.

GUILLEMIN C. et ROUX J.C. (1992) - La pollution des eaux souterraines. Manuels et Méthodes, n° 23, éd. BRGM.

KARANJAC (1997) - Some facts about population and ground water. [www. geocities. com/ Athens/ Forum 09/ facts.html](http://www.geocities.com/Athens/Forum/09/facts.html).

MANIA J. (1999) - Cours d'hydrogéologie. Univ. Besançon.

MARGAT J. (1990) - Les gisements d'eau souterraine. La Recherche, 221, p. 590-596.

PROERES O. (2000) - Les ressources en eaux souterraines du département de l'Aisne. Mém. DUESS "Eau et Environnement", D.E.P., univ. Picardie, Amiens. Atlas hydrogéologique du département de l'Oise. B.R.G.M.

ROCHE P.A. (2002) - Hydrogéologie. D.E.A. Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 55 p.

ROUX J.C. (1978) - Atlas hydrogéologique du département de la Somme. B.R.G.M.

ROUXEL-DAVID E. et CORDONNIER G. (2002) - Les échanges entre la nappe de la craie et les cours d'eau . Tableau de bord n°4 de la nappe de la craie, DIREN Champagne-Ardenne, p. 15-18.

SANDERS L.L. (1998) - A manual of field hydrogeology. Prentice Hall.

SITES INTERNET

www.aesn.fr/

www.eau-artois-picardie.fr/

www.agora21.org/environnement.html

www.unine.ch/chyn/RENARD/hydrogen/hydrogen.html

[retour au sommaire](#)

révision du 4 novembre 2003

D.E.S.S. QUALITE ET GESTION DE L'EAU

POLLUTION ET DEPOLLUTION DES NAPPES D'EAU SOUTERRAINE

1. Pollution des sols et des nappes

Les pollutions dites diffuses proviennent d'épandages de produits solides ou liquides à la surface du sol sur des superficies importantes : par exemple engrais, herbicides, pesticides...

Les pollutions ponctuelles, par contre, proviennent d'une surface délimitée, faible vis-à-vis du bassin versant des eaux souterraines ou de surface, et définie dans un espace géographique. Elles sont qualifiées quelques fois d'accidentelles, mais elles ont le plus souvent pour origine des fuites sur des conduites ou des cuves, ou l'infiltration de lixiviats d'un dépôt solide, quelquefois la retombée de polluants, émis dans l'atmosphère, sur le sol à proximité des points d'émission. La nature des produits polluants peut être fortement variée, mais les plus fréquemment rencontrés sont les hydrocarbures (ce sont les liquides autres que l'eau les plus largement distribués), les solvants chlorés, les chlorures, les sulfates, quelques métaux lourds particulièrement mobiles (chrome hexavalent par exemple), et autres sous-produits de l'industrie.

Dans certains cas, le nombre de pollutions ponctuelles peut être tel que la pollution devient généralisée.

Dans la plupart des cas, la pollution de l'eau d'une nappe par une substance indésirable provoque de simples nuisances: l'eau est rendue impropre pour certaines utilisations (eau potable, eau agricole, eau industrielle), sans qu'il y ait un réel danger pour la santé. C'est par exemple, la plupart du temps, le cas des pollutions par hydrocarbures ; le seuil de détection à l'odeur et au goût est si faible que l'eau est impropre à la consommation bien avant que des doses préjudiciables ne soient ingérées.

En revanche, certaines substances dissoutes dans l'eau peuvent être peu sensibles et comporter un risque pour la santé. Fort heureusement les analyses de contrôle sur les exploitations d'eau potable sont, le plus souvent, suffisamment nombreuses et fréquentes pour que ce risque soit très faible.

2. Caractères des polluants

(D'après BALLERINI et al., 1998)

2.1. Solubilité aqueuse

La solubilité est la quantité maximale dissoute d'un composé dans l'eau à une température donnée. Elle est influencée outre la température, par la pression, la fraction molaire de chaque composé dans le mélange de polluants et la teneur en matières organiques dissoutes. Les composés très solubles sont facilement transportés par l'eau, car ils suivent son écoulement. Ils sont souvent peu adsorbés sur les sols, et plus facilement biodégradables. Cependant, certaines espèces solubles, de métaux par exemple, ne sont pas biodégradables.

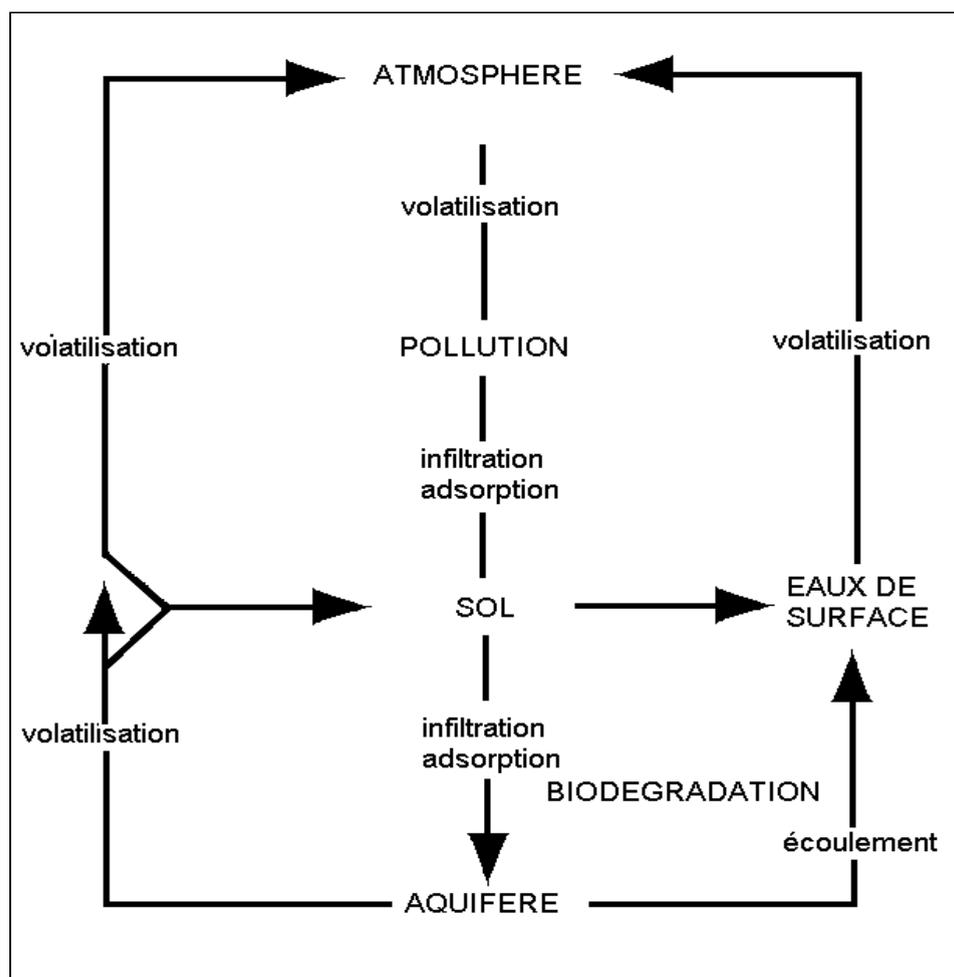


Figure 1 : Comportement du polluant dans son environnement (d'après Ballerini et al., 1998)

2.2. Tension de vapeur

Ce paramètre sert à estimer la tendance d'un produit à se volatiliser et donc à passer dans l'atmosphère gazeuse à partir de la phase aqueuse du sol.

Les interactions entre la solubilité en milieu aqueux et la tension de vapeur conditionnent la volatilisation d'un produit donné à partir de la solution aqueuse. Par exemple, un polluant très soluble dans l'eau mais présentant une tension de vapeur élevée se volatilise

rapidement. De ce fait, il atteindra rarement l'aquifère lors de la pollution.

Plus un produit sera volatil, moins grande sera son affinité pour le sol. Il sera éliminé dans l'atmosphère avant d'être bio dégradé.

La loi de Henry décrit les équilibres phase liquide-phase gazeuse.

$$H = G_g / C_l$$

H = constante de Henry

G_g = concentration en phase gazeuse du constituant

C_l = concentration en phase liquide du constituant

2.3. Adsorption

Ce paramètre représente le potentiel d'un composé à s'adsorber sur le sol, résultant des actions physico-chimiques eau/roche. L'adsorption va de pair avec la surface spécifique des grains ou des fissures. Elle va se traduire par une diminution de la mobilité et de l'accessibilité du polluant.

La surface spécifique d'un milieu poreux ou fissuré est le rapport de la surface totale des grains ou des parois des fissures, par rapport à l'unité de masse (surface massique) ou à l'unité de volume (surface volumique) de l'échantillon. Elle s'exprime en cm²/g ou par cm²/cm³. La surface spécifique augmente lorsque le diamètre des grains ou la densité des fissures diminuent.

L'adsorption dépend de la charge électrique des polluants. Les polluants chargés électriquement ont tendance à se lier aux particules d'argile et autres minéraux, alors que ceux non chargés s'associeront préférentiellement à la matière organique. Les polluants peuvent être adsorbés par des interactions ioniques, polaires, hydrophobes ou hydrophiles.

Les polluants sous forme de précipités et les liquides non miscibles à l'eau peuvent entraîner des occlusions des pores du sol, leur accessibilité aux microorganismes s'en trouve d'autant plus limitée.

Le coefficient de partition (K_{ow}) est le coefficient de partage d'un produit entre la phase organique (l'octanol) et la phase aqueuse. Les composés à K_{ow} élevé seront adsorbés en grande quantité dans le sol. Ils ne sont pas entraînés avec l'eau en profondeur. Ces propriétés physicochimiques donnent des indications sur la répartition probable du polluant dans l'eau et dans le sol. L'adsorption dépend aussi des caractères géologiques du sol tels que la porosité, la perméabilité, la fraction de matière organique. . .

$$Kow = Co / Cw$$

Co = concentration du soluté dans l'octanol

Cw = concentration du soluté dans l'eau.

Coefficient de partage Kow	>10	>
Comportement vis à vis de l'eau	Hydrophile	Hy
Solubilité dans l'eau	Elevée	Fa
Solubilité dans la phase organique	Faible	El
Coefficient d'adsorption	Faible	El
Facteur de bio-concentration	Faible	El

Figure 2 : Influence du coefficient de partage Kow sur le comportement du polluant vis à vis des phases aqueuses et solide (Ballerrini et al., 1998).

Polluants	Densité	Volatilité (Atm.m ³ /mole)	Hydrophobicité log Kow	1/2 vie dans sol (jours ou ans)	1/2 vie dans nappe (jours ou ans)
Anthracène	1,28	86	4,45	50 jours – 1,3 ans	100 jours – 2,5 ans
Benzène	0,88	5550	2,13	5 – 16 jours	10 jours – 2 ans
naphtalène	1,02	483	3,37	16 – 48 jours	258 jours
Phénol	1,07	1,36	1,46	1 – 10 jours	5 – 7 jours
Pyrène	1,27	5,1	5,18	210 jours – 5,1 ans	1,15 – 10,4 ans
Toluène	0,87	5920	2,69	0,5 – 1 jour	0,5 – 1 jour
Xylène	0,86	7040	3,26	7 – 28 jours	14 jours – 1 an

Figure 3: Caractéristiques physico-chimiques de quelques polluants organiques. Le temps de demie vie correspond au temps nécessaire pour que la moitié d'une quantité ou d'une concentration d'un polluant disparaisse du milieu ou de l'organisme qu'il contamine (d'après BERTHELIN et al., 1995)

2.4. Biodégradabilité

La biodégradation des composés organiques se produit en condition aérobie ou anaérobie selon la structure moléculaire et les conditions environnementales. Le potentiel de biodégradation permet de classer les composés en trois catégories :

- ✎ les composés dégradables
- ✎ les composés persistants : ne changent pas d'état spontanément
- ✎ les composés récalcitrants.

La position des substituants joue un rôle important : les positions méta- et ortho- confèrent une plus grande stabilité aux molécules aromatiques. Il en est de même pour les substitutions des carbones en alpha par rapport à celle en oméga. En général, plus une molécule est substituée (remplacement d'un groupement fonctionnel par un autre), plus elle est résistante à la biodégradation. Certaines biodégradations nécessitent l'action conjointe de microorganismes et non pas d'une souche unique.

3. Principaux types de polluants chimiques

Les exemples locaux sont tirés du mémoire de A. DESBORDES (2001).

3.1 Les micro-polluants métalliques

Les pollutions engendrées par la présence de métaux dans les eaux souterraines sont dues généralement aux activités industrielles par rejets d'effluents et par lessivage de produits stockés sur un sol.

Certains de ces métaux peuvent être toxiques (cadmium, chrome, mercure, plomb...), D'autres éléments sont considérés comme indésirables et peuvent présenter des inconvénients au consommateur d'ordre organoleptique : goût, saveur, coloration. C'est le cas pour le cuivre, le zinc, le fer, le manganèse, l'aluminium.

Le cadmium : Lorsque des teneurs élevées de cadmium sont rencontrées dans les eaux des nappes phréatiques, son origine doit être recherchée dans des effluents industriels (galvanoplastie, en particulier). Le cadmium peut être entraîné par les pluies à partir des fumées industrielles. De plus, la présence de cadmium comme contaminant dans les engrais et les boues de station d'épuration utilisées en agriculture peut contribuer à la pollution de l'aquifère.

Le chrome : sa présence est liée aux rejets des ateliers de galvanoplastie. Dans la vallée

de l'Aronde (Oise), une langue de pollution ponctuelle par le chrome hexavalent (de 2 km de long sur 200 m de large) a contaminé un captage public, suite aux rejets des eaux de rinçage et de bains par une usine de chromage dans un bassin et un puisard. Dans le Vimeu (Somme), les ateliers de traitement de surface, faute d'avoir un cours d'eau, ont déversé leurs effluents bruts, non détoxiqués, dans la nappe de la craie par l'intermédiaire de puits anciens ou de puisards. Durant de nombreuses années, la nappe de la craie a été progressivement contaminée de sorte qu'en 1973 des traces de chrome hexavalent et de zinc avaient été détectés dans certains captages d'eau potable du Vimeu. Depuis une dizaine d'années, les actions de lutte contre la pollution ont pour objectif « zéro métal » soit environ 1 à 2 mg/L de métaux totaux. Ces rejets liquides sont acheminés vers les unités d'épuration industrielles et/ou collectives qui infiltrent les eaux épurées en nappe.

Le mercure : il est présent dans les rejets de certaines activités industrielles : raffinerie, cimenterie, sidérurgie, traitement des phosphates, raffinage du mercure, combustion des hydrocarbures fossiles et du charbon, industries de la pâte à papier, etc. Il entre dans la fabrication d'appareillages électriques, d'instruments de contrôle, de peintures marines et de certains fongicides. Les sels de mercure divalents sont solubles pour la plupart. Sur le site de la Sté Elf Atochem à Villers St Paul (Oise), 50 000 m³ de déchets contiennent arsenic, mercure, ammonium, phénols, manganèse, solvants halogénés et non halogénés. Les eaux souterraines font l'objet d'une surveillance régulière.

Le nickel : il entre dans la composition de nombreux alliages et dans la fabrication d'éléments de batteries. Son emploi comme catalyseur dans l'industrie chimique est important. Dans les pollutions d'origine industrielle, on le retrouve généralement associé aux cyanures, au mercure, à l'arsenic, au chrome, etc.

Le cuivre : En métallurgie, il entre dans de nombreux alliages. Les sels de cuivre (sulfate, acétate, dérivés organiques) sont utilisés comme fongicides ou algicides en agriculture, pour les traitements chimiques de surface, la fabrication de peintures et de céramiques. En dehors des pollutions industrielles ou de traitements agricoles, ce métal provient habituellement de la corrosion des tuyauteries de distribution (0,5 à 1 mg/L). Sur le site de la Sté Tréfinmétaux à Sérifontaine (Oise), 917 tonnes de déchets sont lessivés par les eaux de pluie et libèrent dans le sol cuivre, zinc, nickel, plomb.

Le zinc : le zinc est employé dans de nombreux alliages, pour la galvanisation des pièces métalliques, dans la fabrication de pigments de teinture, de vernis, comme raticide et dans la fabrication de produits phytosanitaires. Dans l'eau, la solubilité des chlorure et sulfate de zinc est importante, leur hydrolyse conduit à une diminution de pH. En présence d'excès d'hydrogénocarbonate, la solubilité du zinc est contrôlée par la solubilité du carbonate qui est relativement soluble et de l'hydroxyde qui l'est peu. Le zinc retrouvé dans les eaux de distribution à des teneurs pouvant dépasser 1 mg/L provient des canalisations de laiton ou de fer galvanisé, attaquées par les eaux agressives ou riches en chlorures et sulfates. Sur le site de l'ancienne décharge industrielle Louyot à Bornel (Oise), le sol est pollué par le cuivre, le zinc, le nickel et l'étain. La nappe n'est pas encore atteinte.

Le plomb : Ce métal est très répandu et très utilisé dans l'industrie; les possibilités de pollution sont extrêmement nombreuses et variées. Les activités humaines (emploi de plomb tétraéthyl dans les carburants comme antidétonant, utilisation de combustibles fossiles) entraînant la formation d'aérosols plombifères constituent, actuellement, la principale source de plomb dans l'eau. Le dépassement des concentrations autorisées en plomb au robinet du consommateur est généralement produit par la présence de tuyaux en plomb ou de brasures de plomb.

L'arsenic : La présence de cet élément non métallique dans l'environnement est due aux

rejets d'eaux résiduaires industrielles, traitement de minerais arsenicaux (cuivre), combustion de charbon ou de déchets, utilisation d'engrais phosphatés, d'herbicides, d'insecticides et de détergents. Dans les eaux minérales, l'arsenic d'origine naturelle atteint parfois des teneurs de 10 mg/L. La pollution industrielle à l'arsenic, au cadmium, au chrome, au cuivre et au plomb du site de l'usine Rhône Poulenc à Chauny (Aisne) interdit l'utilisation du sol, du sous-sol et de l'eau de la nappe.

Cette liste d'éléments traces métalliques n'est pas exhaustive : les micro-polluants métalliques comprennent également le l'aluminium, bore, le cobalt, le molybdène, le sélénium, le thallium, le magnésium, le fer, le manganèse (ces deux derniers éléments faisant partie des paramètres de la qualité naturelle des eaux souterraines).

3.2 Les nitrates et autres composés azotés

Toutes les formes d'azote (azote organique, ammoniacque, nitrites, etc) sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique.

Les nitrates sont très solubles. Une bonne part des nitrates vient des usines d'engrais qui fixent l'azote minéral de l'air pour fabriquer de l'ammoniac, ultérieurement oxydé. Quand les nitrates sont épandus sur sol nu ou gelé, ils s'infiltrent avec les pluies ou sont lessivés en surface. Au contraire, épandus au printemps et à la bonne dose, ils sont absorbés par les plantes cultivées. Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est très variable (de 1 à 15 mg/L) suivant la saison et l'origine des eaux.

L'accroissement démographique et le développement de l'agriculture et de l'industrie ont modifié le cycle biogéochimiques de l'azote. Depuis quelques années, on observe une élévation lente de la teneur en nitrates des eaux souterraines et superficielles; celle-ci est souvent liée au développement des élevages, à une fertilisation excessive des zones agricoles par les engrais, les fientes, fumiers et lisiers, voire les boues de stations d'épuration. La migration des nitrates est nettement plus rapide sur les surfaces cultivables laissées à nues pendant l'hiver. Les rejets des collectivités et occasionnellement de certaines industries (engrais chimiques azotés, engrais chimiques azotés, oxydants) peuvent aussi concourir à l'enrichissement des eaux en nitrates.

La présence d'azote ammoniacal dans les eaux souterraines provient des rejets d'effluents domestiques et industriels ou de la réduction naturelle des nitrates. Pour les nappes libres, la pollution a lieu dans les plaines alluviales à implantation urbaine et industrielle, à la suite de l'échange existant entre l'eau de la nappe et l'eau de la rivière. Dans les nappes captives, sa présence est le résultat de la réduction des nitrates par des bactéries ou par les ions ferreux présents dans ce type de nappe.

Les nitrites sont très peu présents dans les eaux souterraines sauf en cas d'une pollution de surface proche.

Les nitrates sont des sels très solubles qui sont facilement entraînés en profondeur par les eaux d'infiltration. Pour la nappe de la craie, on estime qu'il faut quelques dizaines d'années pour qu'ils passent du sol à la nappe. Leur origine est principalement agricole, la pollution engendrée est diffuse: ils sont le résultat de:

*un excès de matières organiques végétales en décomposition sur et dans le sol après la récolte, après un déboisement.

*un épandage d'engrais azotés en quantité supérieure aux besoins des plantes cultivées: engrais chimiques (nitrates de potasse, scories, ...) et engrais organiques (fumier, lisier, boues de Stations d'Épuration...)

L'origine domestique et industrielle est secondaire; la pollution engendrée est plus ponctuelle (assainissement défectueux par exemple).

La pollution de l'eau des nappes par les nitrates est malheureusement un phénomène généralisé. Elle atteint la quasi-totalité des nappes libres en France. La teneur est la plus importante dans les régions de grandes cultures, ce qui confirme l'origine agricole de la pollution. En Bretagne, la production de lisier par les élevage industriels est supérieure à la capacité d'épandage: les zones saturées en azote sont appelées des 'zones d'excédent structurel'. Dans le bassin Loire-Bretagne, la pollution azotée produite par les élevages et infiltrée dans le sol atteint 100 millions d'équivalents-habitants...En Bretagne, les élevages produisent 215 000 tonnes d'azote par an et les agriculteurs épandent en plus 198 000 tonnes d'engrais azotés minéraux. La teneur en nitrates des eaux souterraines augmente en moyenne de 1 mg/l par an: si cette progression continue, il n'y aura plus d'eau potable (> 50 mg/l de nitrates) en 2005. Déjà en 1987, plus de 800 000 habitants en France recevaient une eau contenant plus de 50 mg/l de nitrates, essentiellement dans les zones de grandes cultures ou d'élevage intensif..

En Picardie, la quasi-totalité des nappes libres est atteinte par cette pollution azotée. Le 'bruit de fond' en nitrates est voisin de 25 mg/l. Des teneurs plus élevées sont dûes à des pollutions ponctuelles (eaux usées, eaux de drainage infiltrées dans des puits...) et aux pratiques agricoles. Les teneurs en nitrates des eaux souterraines en Picardie se situent principalement dans la classe 25 à 50 mg/L. Ce sont les nappes perchées des formations tertiaires qui présentent le plus fortes teneurs (souvent supérieures à 50 mg/L). Une concentration de 175 mg/L a été mesurée à La Ferte-Chevrésis (Aisne). Dans le Pas-de-Calais, la limite des 50 mg/l a également été dépassée. La teneur en nitrates a régulièrement augmenté pendant ces 20 dernières années.

Les bilans dressés entre 1992 et 1996 montrent une évolution défavorable de la concentration en nitrates au niveau des captages, malgré toutes les mesures prises pour assurer la conformité des eaux distribuées aux exigences réglementaires (> 50 mg/L), et alors que que les captages d'eau potable sont implantés dans des secteurs sélectionnés pour leur bonne qualité, et malgré les campagnes de sensibilisation menées par les Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement, relayés en particulier par les Agences de l'Eau, auprès des exploitants agricoles et de la nouvelle réglementation:

- *constitution du Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates et les phosphates, ou plus simplement CORPEN,
- * Mission Eau-Nitrates,
- * Directive Nitrates,
- * Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole,
- * Plan Ferti-mieux comprenant des mesures des résidus azotés en fin de culture, un calendrier d'épandage des lisiers et des boues...).

Le département de la Somme a ainsi été classé «zone vulnérable» à la pollution par les nitrates. Mais il ne faut pas oublier la lenteur de la migration des nitrates dans le sol et le sous-sol qui explique le retard observé entre les mesures prises et l'effet attendu.

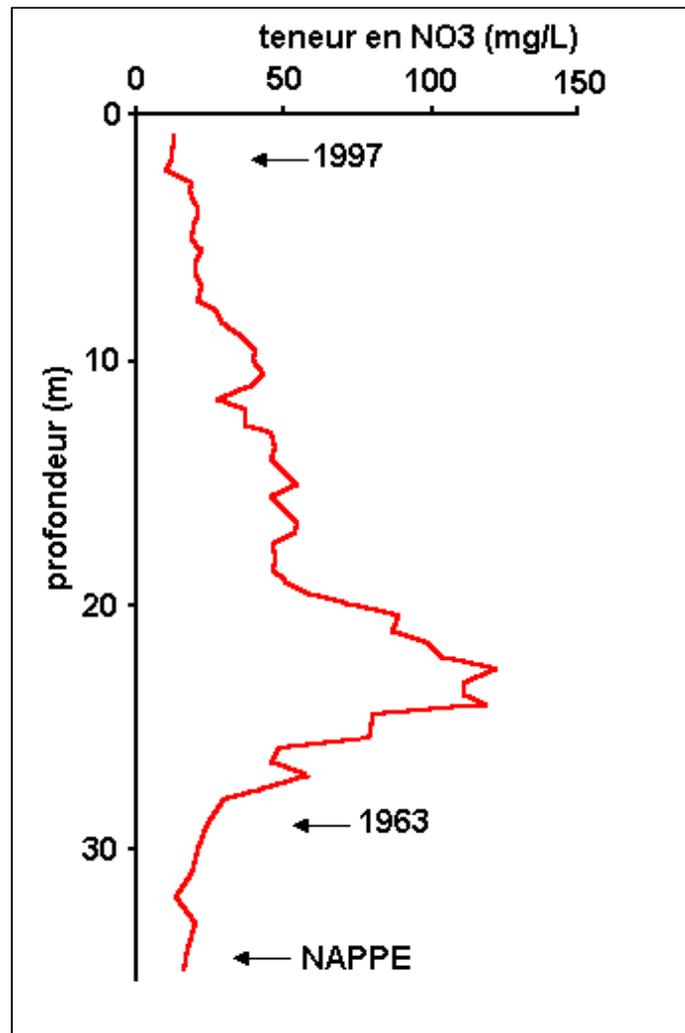


Figure 4: Transfert des nitrates dans la zone non saturée du bassin crayeux de l'Hallue (Somme): le « front des nitrates » est encore à une dizaine de mètre de la nappe (modifié d'après B. NORMAND et al., 2000).

La vitesse de percolation des nitrates dans le sous-sol est faible: dans la zone non saturée d'une craie homogène, elle est estimée à 1 m environ par an. La fracturation de la craie augmente cette vitesse. La transfert des polluants prend donc plusieurs dizaines d'années avant d'atteindre la nappe. Les projections actuelles montrent que d'ici 30 à 60 ans, à pratiques agricoles comparables, les concentrations maximales admissibles de nitrates dans les eaux souterraines seront largement dépassées.

3.3 Les autres substances minérales

Les chlorures, les sulfates, le fluor (étant des paramètres de la qualité naturelle des eaux) et des éléments toxiques tels que le cyanure et l'arsenic sont des substances minérales issues de l'activité humaine et susceptibles de polluer les nappes de façon ponctuelle.

3.4 Les détergents (tensioactifs)

Ce sont des substances utilisées pour les diverses opérations de nettoyage. Un détergent

est un produit complexe contenant un ou plusieurs agents de surface et des composés minéraux (carbonates, phosphates, polyphosphates, perborates), souvent associés à des matières organiques améliorantes (carboxyméthyl-cellulose, alkanolamides), à des enzymes hydrolysants et à des séquestrants (dérivés de l'acide éthylènediamine tétracétique et de l'acide mitriloacétique). La biodégradabilité de ces substances est très variable. Les détergents sont rares dans les eaux souterraines, sauf dans les zones suburbaines, en liaison avec les puisards recevant les eaux usées et dans certaines nappes alluviales en relation étroite avec un cours d'eau pollué. Ces détergents sont peu toxiques mais ils facilitent par leur pouvoir mouillant la dispersion et le transfert d'autres polluants comme les pesticides.

3.5 Les pesticides

Les produits phytosanitaires sont apportés dans l'environnement par les grandes cultures, par le maraîchage agricole, par le traitement des forêts, par le traitement sur plans d'eau, par les traitements en zone urbaine (espaces verts, jardins, trottoirs, rues), par certains rejets industriels de conditionnement ou de fabrication, par le traitement des routes et des voies de chemin de fer. Ils comprennent:

- ✗ des substances minérales (soufre, sulfate de cuivre, arséniate de plomb et de calcium) ;
- ✗ des composés organo-chlorés agissant comme insecticides (DDT , lindane, aldrine, dieldrine, heptachlore...) ou herbicides (dérivés chlorés de phénoxyacides)
- ✗ des composés organophosphorés utilisés comme insecticides (parathion, malathion...) ;
- ✗ d'autres composés organiques ou organométalliques à groupements fonctionnels variés (dérivés de l'urée, triazines, carbamates...) employées comme herbicides, insecticides ou fongicides.

L'air et l'eau sont les vecteurs de migration des produits phytosanitaires. Au cours du transport par l'eau dans le sol et la zone non saturée se produisent des processus d'adsorption/désorption et des processus de dégradation, qui peuvent freiner, ou parfois accélérer, la migration.

Une étude sur la teneur en pesticides a été effectuée par la DDASS entre 1992 et le 1996 sur 911 captages d'eau souterraine de Picardie: 27 % contenaient des traces de triazines. En 2000, une campagne menée en Seine-maritime a révélé que sur 52 points de prélèvement, 8% seulement étaient indemnes de traces de pesticides. Dans le bassin versant de la Serre (Aisne), des pesticides ont été trouvés au moins une fois sur 21 captages parmi les 34 analysés.

L'atrazine est une molécule active appartenant à la famille des triazines qui est utilisée pour le désherbage, en particulier celui du maïs. Elle est incomplètement biodégradée dans le sol, notamment en déséthylatrazine. Ces deux molécules montrent une persistance et une mobilité élevée qui favorise la contamination des eaux souterraines par lessivage et ressuyage pendant les périodes de recharge de la nappe.

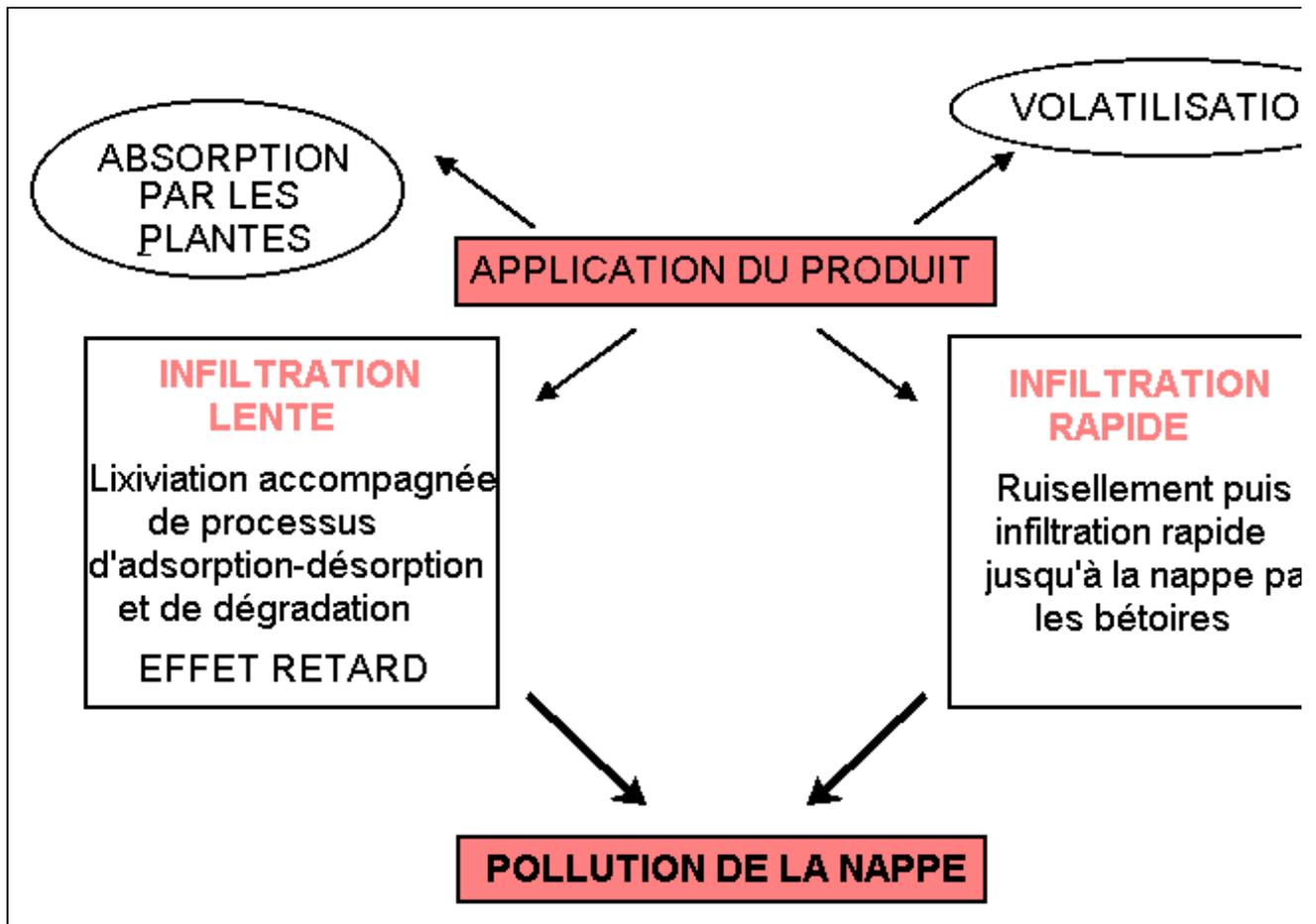


Figure 5 : Processus de contamination de la nappe par l'atrazine (d'après REGLE, 2001)

De plus, chaque année 800 à 1000 nouveaux produits phytosanitaires sont commercialisés, augmentant ainsi la diversité des molécules utilisées et imposant de renforcer leur recherche dans les analyses des eaux et d'étudier leurs effets toxicologiques.

La recherche de composés organiques dans l'eau souterraine est confrontée, hormis le coût que cela représente, à de nombreuses difficultés:

- ✎ la diversité des molécules utilisées
- ✎ la mise sur le marché de nouvelles molécules
- ✎ l'impossibilité de quantifier tous les toxiques en une seule analyse
- ✎ la nécessité d'obtenir des limites de détection aussi basses que quelques nanogrammes par litre d'eau.
- ✎ Le coût des analyses.

3.6 Les hydrocarbures

Les hydrocarbures se rencontrent essentiellement dans le pétrole qui est un mélange complexe de ces composés. On distingue trois grandes catégories d'hydrocarbures: les hydrocarbures aliphatiques (molécules linéaires ou ramifiées en longues chaînes), les

hydrocarbures aromatiques (constitués de cycles benzéniques et homologues supérieurs), les hydrocarbures hétérocycliques (cycles complexes renfermant un nombre différent de carbone). Leur transfert à la nappe dépend en particulier de leur masse molaire, leur tension de vapeur, leur viscosité et leur légère solubilité dans l'eau. Les hydrocarbures les plus hydrosolubles sont les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène). Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) comme le pyrène sont peu solubles.

Ces pollutions ponctuelles d'origine accidentelle (ruptures de cuves de stockage d'essence, de fioul, de mazout, industrielles ou domestiques, rupture de pipeline, accidents de la circulation routière, ...) ont des effets variables selon la viscosité du produit renversé et la perméabilité des terrains traversés. Ces produits faiblement biodégradables peuvent polluer d'importants volumes d'eau par dissolution même à dose infinitésimale. Une teneur diluée de 1/10 000 à 1/100 000 altère les propriétés gustatives de l'eau. A cette dose, l'inconvénient principal est de développer des odeurs et des saveurs désagréables. Un litre d'essence souille entre 1 000 et 5 000 m³ d'eau. Ces modifications organoleptiques de l'eau persistent longtemps après la pollution. Comme ces produits sont pour la plupart faiblement oxydables et encore perceptibles à des dilutions de 1 partie par milliard, les nappes d'eau polluées deviennent inutilisables pendant de très longues années.

Dans la banlieue de Rouen une explosion s'est produite en 1990 dans un pavillon: le gaz provenait d'une couche d'hydrocarbures flottant sur la nappe alluviale et issus d'une fuite sur une canalisation de raffinerie (la perte a été estimée à 20 000 m³). Une nappe du Jurassique dans le département de l'Aisne présente une concentration notable d'hydrocarbures (2,2 mg/L) qui proviendraient de l'infiltration des eaux pluviales d'une route à grande circulation.

3.7 Les solvants chlorés

Les solvants chlorés, ou hydrocarbures chlorés aliphatiques, sont utilisés comme solvants aussi bien pour le nettoyage que pour l'extraction et la séparation de certains produits, ils sont également employés comme réfrigérants (chlorofluorocarbone ou CFC). Ils sont largement répandus. Leur présence dans les décharges de tous types constitue un risque de pollution des nappes phréatiques car ils ne sont pas retenus par les argiles. Après percolation dans le sol, les eaux souterraines, près de zones urbaines ou industrielles (décharges industrielles) peuvent être contaminées par ces polluants très volatils. Ils sont peu dégradables et ont tendance à se déposer dans la partie basse de la nappe. A Villers-Cotterets on a mesuré 360 µg/L de tétrachloréthylène dans l'eau d'un aquifère du Tertiaire.

3.8 les polychlorobiphényles (PCB) et les polychloroterphényles (PCT)

Les PCB et leurs impuretés PCT sont des mélanges congénères isomères obtenus par chloration du biphenyl et du terphenyl ; leur teneur en chlore varie de 20 à 60%. Depuis 1930, ils sont largement utilisés dans les peintures, vernis, matières plastiques, résines synthétiques, encres, huiles de coupes, isolants électriques, liquides pour machines hydrauliques, etc. Leur présence dans l'environnement est liée aux rejets industriels, aux fuites dans les circuits ouverts, à la volatilisation par incinération. Ils sont identifiés à des teneurs proches du seuil de détection dans les eaux souterraines.

3.9 les phtalates ou esters phtaliques

Ces produits sont de faible volatilité et très peu solubles dans l'eau. On les trouve dans les résines cellulosiques et vinyliques (polychlorures de vinyle ou PVC), dans les peintures, les laques, les encres, ... Mais bien que les phtalates soient fortement biodégradables, ils peuvent être détectés parfois dans les eaux souterraines en régime libre voire même captif.

Sur le site de l'ancienne décharge de Villebray (Oise) : dépôt (500 000t) dans une décharge de solvants halogénés et non halogénés, de sels minéraux résiduels solides non cyanurés; la nappe contient des hydrocarbures, des PCB/PCT, des solvants halogénés et non halogénés, des chlorures.

3.10 La matière organique diffuse

La matière organique résiduelle peut être rencontrée dans les aquifères fissurés (karst) et dans les aquifères alluviaux. Elle constitue un milieu nutritif favorable au développement des micro-organismes, notamment pathogènes. Sa présence est un indice de pollution généralement d'origine proche. Elle favorise l'apparition de mauvais goûts, notamment à la suite d'une chloration, et d'odeurs désagréables.

4. Les pollutions microbiologiques

De nombreux microorganismes, virus, bactéries et protozoaires, voire des champignons et des algues sont présents dans l'eau. Les conditions anaérobies généralement rencontrées dans les eaux souterraines en limitent cependant la diversité. Les bactéries, virus et autres agents pathogènes rencontrés dans les eaux souterraines proviennent de fosses septiques, des décharges, des épandages d'eaux usées, de l'élevage, de matières fermentées, de cimetières, du rejet d'eaux superficielles. Ces pollutions peuvent être aussi dues à des fuites de canalisations et d'égouts ou à l'infiltration d'eaux superficielles.

La grande majorité de ces microorganismes nocifs, susceptibles d'engendrer des infections humaines redoutables, diffuse dans l'environnement hydrique par l'intermédiaire de souillures fécales humaines ou animales. Les pollutions microbiologiques se rencontrent surtout dans les aquifères à perméabilité de fissure (craie, massifs calcaires), dans lesquels la fonction épuratrice du sous-sol ne peut s'exercer et dans lesquels la matière organique est dégradée partiellement. Les émergences de type karstique avec des circulations souterraines rapides sont par conséquent très vulnérables à cette pollution. Dans les aquifères à porosité intergranulaire, une contamination bactérienne implique une source proche de pollution (puisard, défaut d'étanchéité du captage, rejet de station d'épuration, décharges,...).

La surveillance microbiologique des eaux de distribution concerne les paramètres suivants: coliformes thermotolérants (*Escherichia coli*, *Enterobacter cloacae*, *Salmonella*, *Yersinia enterocolitica*, ...), streptocoques fécaux (genres *Enterococcus* et *Streptococcus*) et bactéries aérobies revivifiables à 22°C (germes saprophytes) et à 37°C (germes pathogènes ou plutôt hébergés par l'homme et par les animaux à sang chaud).

D'après une étude réalisée par la D.R.A.S.S. à partir des données des années 1994, 1995 et 1996, la situation en Picardie n'apparaît pas totalement satisfaisante. Près de 95% de la population a reçu une eau de qualité microbiologique acceptable et aucune eau de mauvaise qualité n'a été distribuée. Mais pour plus de 5,5% de la population régionale, répartis dans 169 unités de distribution, l'eau a subi des contaminations passagères plus ou moins fréquentes.

5. Les défenses naturelles contre les pollutions

5.1 Rôle du sol

Les sols constituent un puissant moyen d'épuration et de recyclage des eaux. Le complexe argilo-humique confère des propriétés d'adsorption et d'échange : le sol constitue un système accumulateur de substances très diverses. L'adsorption moléculaire et la rétention des micro-polluants organiques dans les sols sont plus ou moins forte et plus ou moins réversible. La nature de la molécule détermine son pouvoir de rétention, par son poids moléculaire, par sa charge, par la conformation de la molécule et son affinité à établir des liaisons covalentes, par sa solubilité dans l'eau. La capacité d'adsorption ionique et la rétention des cations (Ca, Mg, K, Na) du sol varient essentiellement en fonction de son épaisseur, de sa teneur en argile et en matières organiques. Les anions tels que Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} ne sont pas retenus et migrent par convection ou par diffusion alors que certaines molécules sont fortement retenues dans le sol, comme par exemple les phosphates.

La microfaune et la microflore du sol lui confère une importante capacité d'épuration biologique. Un gramme de sol renferme environ 10^8 à 10^9 bactéries essentiellement non pathogènes. L'azote organique protéinique et l'azote minéral sont métabolisés avec alternance de phases aérobie de minéralisation et de phases anaérobies de dénitrification. Les différentes voies de catabolisme des micro-polluants organiques, via des enzymes, aboutissent à la production de déchets (dégradation totale de la matière organique), que sont le dioxyde de carbone et le méthane, ou à des métabolites secondaires (dégradation partielle) parfois plus toxiques que la molécule d'origine.

En revanche, les solvants chlorés, l'acétone et le benzène sont très peu retenus par les sols et peuvent atteindre rapidement les nappes avec une grande persistance en entraînant avec eux d'autres molécules polluantes adsorbées.

Le sol peut être un réservoir pour les germes pathogènes introduits accidentellement. Les bactéries circulent relativement peu dans les sols et sont retenues dans les premiers centimètres, à la différence des virus qui sont facilement entraînés et peuvent contaminer la nappe sous-jacente.

5.2 Rôle du couvert végétal

Le couvert végétal agricole ou forestier agit par ses prélèvements cycliques dans la couche occupée par les racines: stockage dans la biomasse puis restitution au sol par dégradation. Les changements d'occupation des sols peuvent rompre cet équilibre : libération importante d'azote liée à la déforestation et la mise en culture, pollution azotée par les jachères travaillées, dégradation accélérée de la matière organique par le retournement des prairies, ...

5.3 Rôle protecteur des berges des cours d'eau

Les dépôts vaseux situés au fond des cours d'eau et latéralement à proximité de la berge, riches en bactéries, sont le siège du processus de biodégradation des hydrocarbures, par exemple, et de l'accumulation des métaux lourds (Zn, Pb, Cd, As, Mn) qui se fixent sur les

particules argileuses des alluvions.

5.4 Autoépuration biologique des eaux souterraines

Les organismes vivants et non toxiques (Bactéries et Invertébrés) présents dans les eaux souterraines peuvent jouer un rôle essentiel dans les processus d'autoépuration des polluants des eaux souterraines.

Les Invertébrés sont capables de métaboliser et de transformer certains polluants (hydrocarbures, métaux lourds) en des composés à toxicité moindre. La bioaccumulation de polluants, c'est-à-dire l'assimilation et la concentration de substances toxiques par l'organisme, permet de stocker temporairement dans les tissus vivants des polluants et de contribuer à la restauration des milieux. La biotransformation, processus important chez les animaux qui ingèrent de grande quantité de sédiments, réduit également la concentration en éléments toxiques dans la chaîne trophique considérée.

Les bactéries sont les acteurs fondamentaux de la dégradation directe ou indirecte et de l'immobilisation des polluants minéraux ou organiques, ainsi que de la remobilisation des molécules toxiques ou indésirables. Les transformations biotiques sont moins importantes dans les eaux souterraines que dans le sol en raison de la plus faible activité biologique et sont réalisées par des bactéries libres et par des bactéries fixées sur un substratum (sédiments, fraction argileuse, silt). Cependant, les bactéries libres, susceptibles d'être entraînées avec l'écoulement des eaux souterraines et par conséquent avec le flux de polluant, ont un rôle important dans la transformation de ces substances indésirables. Généralement, plus une molécule organique est substituée plus elle est résistante à la biodégradation. Le remplacement du carbone par d'autres atomes, comme les branchements multiples sur un même atome de carbone, augmente la résistance à la biotransformation des produits organiques. Des polluants organiques toxiques comme les HAP et les PCB sont peu biodégradés. L'activité biologique de bactéries dénitrifiantes se déclenche lors du passage du régime libre au régime captif d'une nappe, c'est-à-dire lorsque l'eau s'appauvrit en oxygène dissous. La teneur en nitrates de l'eau diminue sensiblement.

6. Transfert et évolution des polluants

Dans le milieu souterrain, l'évolution des polluants est très lente, comparativement à ce qui se passe en surface. Il s'écoule des mois, des années, ou même des dizaines d'années, entre le début de la pollution et sa mise en évidence. Les volumes infiltrés peuvent donc être très importants. Le milieu souterrain intègre successivement tous les événements polluants, et les nuisances peuvent se maintenir très longtemps après le tarissement des sources de pollution. Les bactéries sont retenues dans les premiers centimètres du sol. Les virus sont en revanche plus mobiles et peuvent contaminer la nappe sous jacente.

Le temps de transfert d'un polluant chimique à la nappe varie de quelques jours à plusieurs années. Il dépend principalement: de:

- ⚡ l'épaisseur de la zone non saturée, c'est à dire la profondeur de la surface piézométrique.
- ⚡ la perméabilité du réservoir (fissuration) ou le pouvoir de filtration
- ⚡ les caractères du polluant.

Les terrains à perméabilité d'interstices (sables, grès) connaissent un temps de transfert très court. Les roches à perméabilité de fissures (calcaires) connaissent un temps de transfert élevé.

Le soluté traverse la zone non saturée, et d'abord le sol, caractérisée par la présence d'oxygène, de minéraux argileux et matières organiques.... Les réactions adsorption/désorption entraînent un retard dans le transfert du polluant. Ces deux phénomènes sont favorisés par la présence d'argiles, oxydes et hydroxydes, et par les constituants organiques. L'adsorption prédomine sur la désorption. Les métaux sous forme ionique sont retenus par échanges d'ions ou adsorption, par les argiles, acides humiques et hydroxydes. Par suite du phénomène de désorption, les cations sont libérés progressivement. La pollution persiste dans l'eau souterraine, longtemps après l'introduction du polluant. Cette rémanence peut durer des mois, voire des années.

En zone saturée, la vitesse de propagation du soluté n'est pas identique à celle de l'eau souterraine. Elle dépend du type de polluant, en particulier de sa viscosité, et de sa concentration (phénomène de diffusion). Le débit de la nappe et les fluctuations de la surface piézométrique jouent également un rôle.

4.1 Transfert dans le sol

Les argiles et la matière organique peuvent aider à retenir des composés organiques dans le sol (humus). Les interactions chimiques entre les solides peuvent être très complexes. Plus la molécule est grosse, mieux elle sera adsorbée sur les argiles et la matière organique. Les composés constitués de carbone, d'hydrogène, de brome, de chlore ou d'iode sont hydrophobes. Ceux composés d'azote, de soufre, d'oxygène ou de phosphore sont hydrophiles. L'hydrophobicité d'une molécule favorise son accumulation dans le sol. Son caractère hydrophile favorise sa lixiviation et donc son transfert à la nappe.

Grâce à ses propriétés d'adsorption et d'échange, dues à la présence de colloïdes minéraux et organiques, le sol peut retenir un grand nombre de substances très diverses.

Les polluants peuvent être piégés dans les pores du sol, trop étroits pour que les bactéries puissent y pénétrer. Ils deviennent inaccessibles aux microorganismes et s'accumulent. Les phosphates sont fortement retenus par le calcium ou sur les bords des feuilletts argileux. Certains herbicides, comme l' atrazine, sont très fortement retenus dans les sols. Les polluants peuvent être piégés dans des structures argileuses, ou complexés avec des polymères organiques résistants à la biotransformation (lignines, composés humiques). Certaines molécules sont résistantes, sur de très longues périodes, à toute action de dégradation. L'accumulation peut être due également à des conditions non favorables au

développement des microorganismes (manque de nutriment par exemple). Les polluants et leurs produits de dégradation peuvent aussi être piégés temporairement par les animaux ou les végétaux. C'est le phénomène de bioaccumulation.

Le sol joue donc un rôle fondamental dans la fixation des micropolluants. Il fait également fonction de stockage et de tampon en ce qui concerne la pollution aux nitrates de la nappe.

4.2 Transfert dans la zone non saturée

Le fluide polluant migre d'abord verticalement dans le milieu non saturé entre la surface du sol et la nappe, laissant dans son sillage des terrains imprégnés à une concentration proche de la saturation. Suivant sa volatilité, le polluant a tendance à plus ou moins diffuser dans la phase gazeuse du milieu non saturé. C'est notamment le cas des solvants chlorés et des hydrocarbures aromatiques.

Les teneurs des fractions solubles du produit polluant évoluent avec le temps et la distance à la source, sous l'effet de la dilution, de la convection (entraînement direct par l'eau), de la dispersion due à la tortuosité des écoulements entre les grains du terrain, et enfin de phénomènes de fixation ou de dégradation : transformations chimiques de type oxydoréduction, précipitation, hydrolyse, complexation avec d'autres substances, biodégradation des molécules organiques.

4.3 Evolution en milieu saturé

Une fois la surface piézométrique franchie, la propagation du polluant ne rencontre pratiquement plus d'obstacles. Dans l'aquifère, en raison de la rareté ou de l'absence d'oxygène, de matières organiques et de microorganismes, le rôle épurateur est réduit, comparativement à la zone non saturée. Les mécanismes de transport du soluté dans l'aquifère sont complexes. Ils sont la conséquence de l'hétérogénéité du réservoir. La dispersion du soluté se fait à la verticale du foyer de contamination (zone non saturée), puis selon un étalement latéral dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine (zone saturée).

La dilution est d'autant plus importante que le débit de la nappe, la vitesse ou la transmissivité sont élevés. La vitesse d'écoulement est assez lente en aquifère homogène, mais peut être extrêmement rapide en milieu karstique.

Dans la nappe, l'extension du panache de pollution dépend essentiellement de la direction et de la vitesse d'écoulement de l'eau, mais aussi des caractéristiques du polluant :

- ✎ la viscosité d'un polluant non miscible ,
- ✎ l'adsorption et la désorption sur les particules de la matrice argilo-humique,
- ✎ l'évolution chimique du polluant (dégradabilité).

Il faut distinguer les éléments chimiques solubles des insolubles plus légers ou plus lourds que l'eau, et les polluants bactériologiques.

La concentration des polluants minéraux dépend de leur solubilité. La solubilité et la mobilité des métaux lourds sont généralement contrôlée par les anions (les plus abondants dans l'eau souterraine): hydroxydes, carbonates, sulfates, chlorures et sulfures. Cette solubilité peut être modifiée par la formation de complexes argilo-humiques insolubles qui fixent les cations.

Les substances organiques solubles sont maintenues en solution sous forme moléculaire par des liaisons hydrogènes. Les produits organiques peuvent être totalement détruits dans l'eau, ou transformés en produits non toxiques, par des réactions chimiques. La dégradation transforme un produit complexe en produits simples. L'activation est la transformation d'une substance non toxique en une molécule toxique. La détoxication consiste en la perte du caractère toxique.

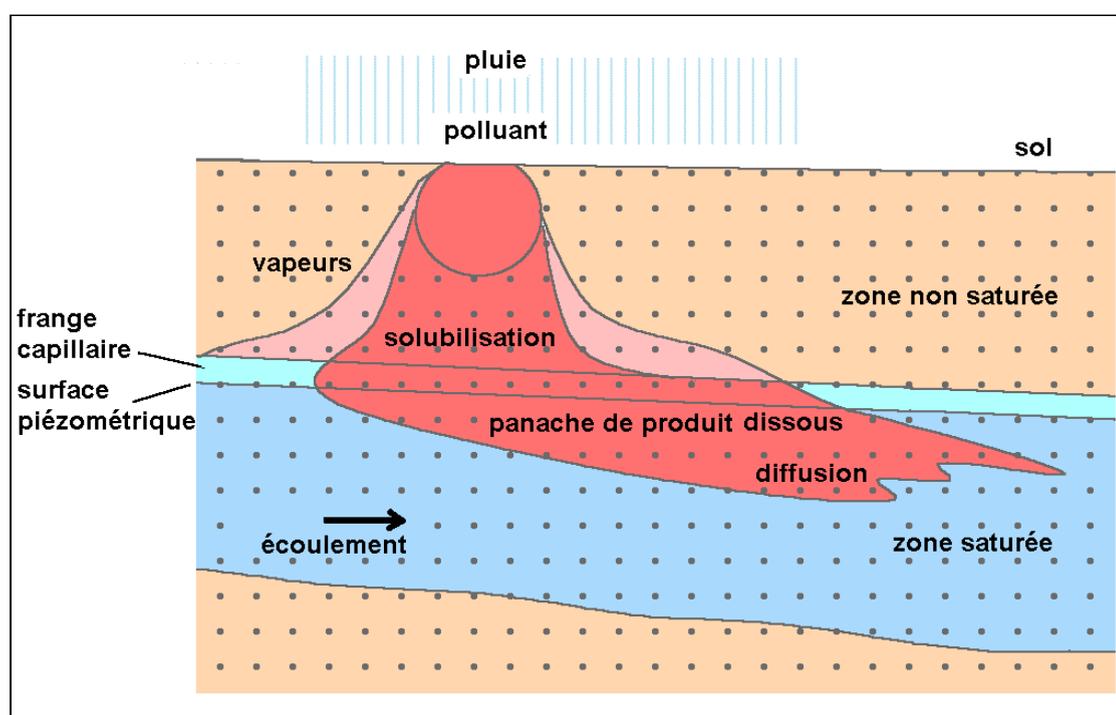


Figure 6: pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe.

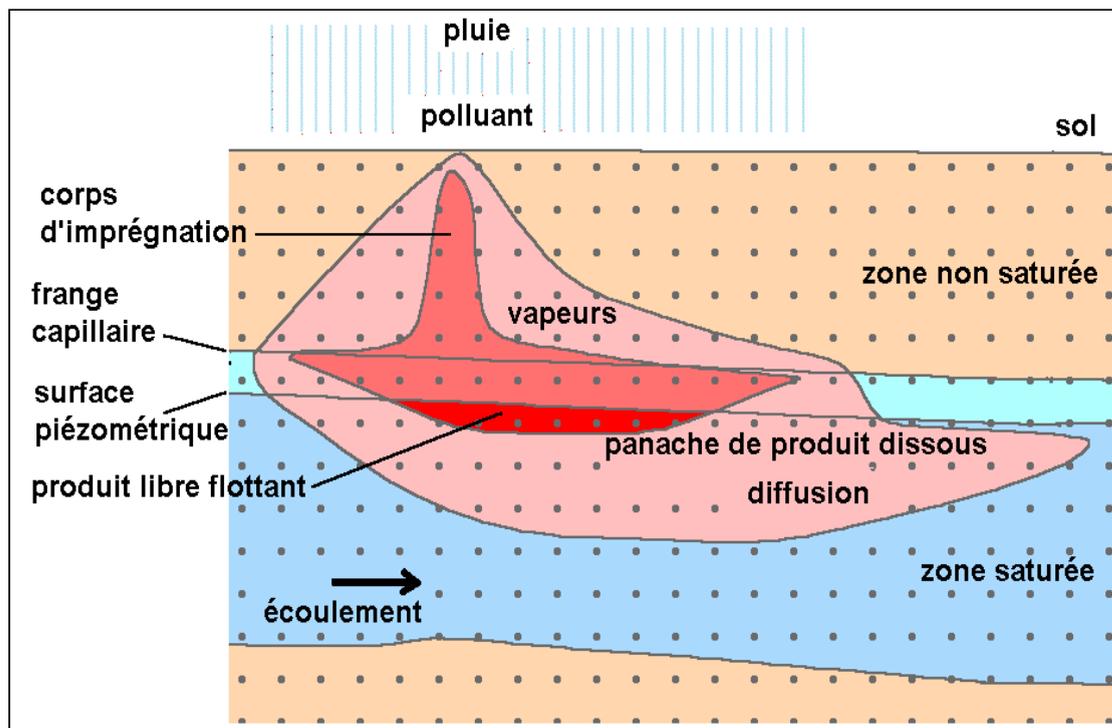


Figure 7: pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe.

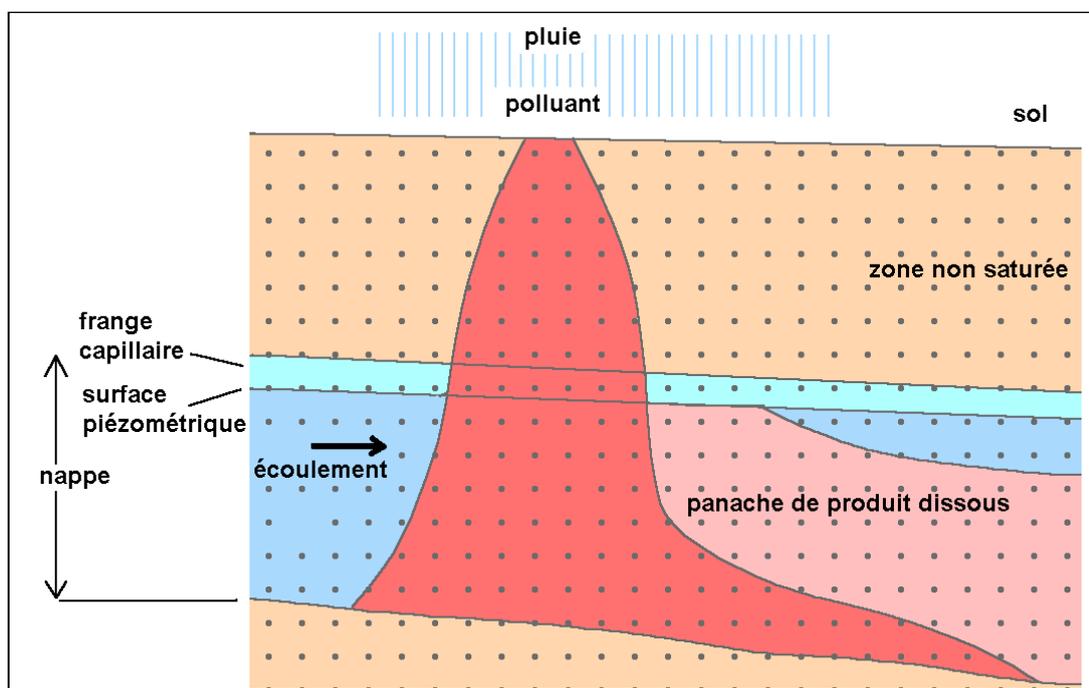


Figure 8: pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau.

Les polluants insolubles plus légers que l'eau restent à la surface de la nappe où ils s'étalent. C'est principalement le cas des hydrocarbures, même si quelques uns sont légèrement solubles (phénols, aromatiques). Pour circuler dans le sol et rejoindre la nappe, les hydrocarbures doivent être en quantité suffisante pour former une phase continue. S'ils

sont présents sous forme discontinue (gouttelettes piégées dans les pores), la pollution sera plus lente.

Les polluants insolubles et plus denses que l'eau comme les organochlorés migrent jusqu'à la nappe sans laisser de traces derrière eux. Une fois arrivés à la nappe, ils continuent à descendre jusqu'à la base, puis migrent dans le sens du pendage. Peu ou pas biodégradables, ils polluent la nappe pour des durées très longues. Ils sont très difficiles à localiser et à éliminer.

7. Protection des nappes contre les pollutions

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 a mis en place les périmètres de protection des captages d'eau potable. La circulaire du 15 février 1993 du Ministère de l'Environnement précise les cas où la mise en place des périmètres de protection s'impose. Il s'agit, dans le cas des eaux souterraines, des captage dans une nappe alluviale ou dans des terrains largement fissurés. Les périmètres de protection d'un captage sont définis après une étude hydrogéologique; ils sont prescrits par une déclaration d'utilité publique. Leur but est de protéger les abords immédiats de l'ouvrage et son voisinage et d'interdire ou réglementer les activités qui pourraient dégrader la qualité des eaux captées. Pour un captage ou un champ captant, trois zones concentriques sont définies dans lesquelles des contraintes plus ou moins fortes sont instituées pour éviter la dégradation de la ressource.

7.1 Le périmètre de protection immédiate

Ce premier périmètre contient le captage lui-même. Sa surface est limitée à quelques centaines de mètres carrés (environ 30 mètres sur 30). La collectivité locale est propriétaire du terrain qu'elle doit clôturer, sauf en cas d'impossibilité. Toutes les activités y sont interdites, sauf celles consacrées à l'exploitation et l'entretien des équipements. Son rôle est d'empêcher la dégradation des ouvrages ou l'introduction directe de substances polluantes dans l'eau.

7.2 Le périmètre de protection rapprochée

Le périmètre de protection rapproché doit protéger le captage de la migration de substances polluantes. Sa surface dépend des caractéristiques locales; elle varie entre 1 et 10 hectares. Toutes les activités, installations et dépôts susceptibles de nuire directement ou indirectement à la qualité des eaux sont interdits ou réglementés; il s'agit généralement de:

- ✗ la réalisation de forages et puits autres que ceux nécessaires à l'extension ou à la surveillance du champ captant
- ✗ l'exploitation des carrières, le remblaiement d'excavations
- ✗ le dépôt de déchets et de tous produits et matières susceptibles d'altérer la qualité des eaux

- ⚡ l'installation de canalisations, réservoirs ou dépôts d'hydrocarbures, de produits chimiques et d'eaux usées
- ⚡ l'épandage ou l'infiltration des lisiers et d'eaux usées d'origine domestique ou industrielle.

7.3 Le périmètre de protection éloignée

Le dernier périmètre n'est pas obligatoire. Il renforce le précédent. Sa surface est très variable. Sont réglementés les activités, dépôts ou installations qui présentent un danger de pollution pour les eaux prélevées, par la nature et la quantité de produits polluants mis en jeu ou par l'étendue des surfaces qu'ils affectent.

7. Moyens de traitement des nappes polluées

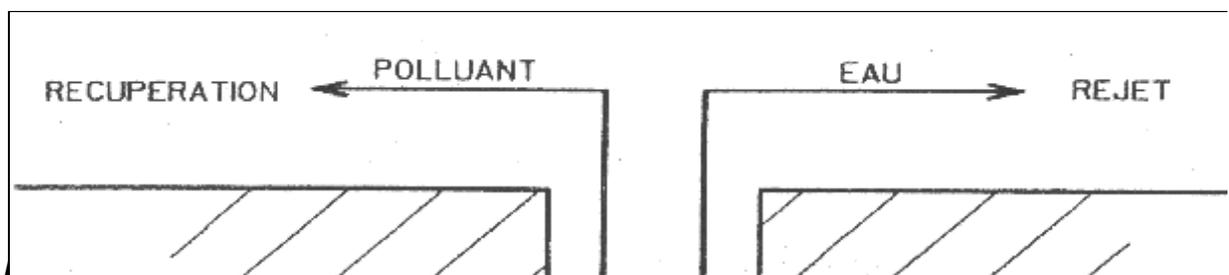
Les procédés de décontamination des nappes polluées font appel à des voies physiques, chimiques et biologiques.

- ⚡ Les voies physiques comprennent le pompage de l'eau, l'écumage du polluant surnageant, la ventilation par bullage dans la nappe, la filtration par membrane.
- ⚡ Les voies chimiques font appel aux réactions d'oxydation par O_3 , H_2O_2 (avec U.V.) ou de réduction par le Fe.
- ⚡ Les voies biologique utilisent l'action des microorganismes du sol dont l'activité est stimulée par adjonction de nutriments et de dioxygène.

Ces différentes voies sont généralement associées.

Les traitements de décontamination peuvent être réalisés:

- ⚡ *in situ*: le polluant est traité sur place, dans la zone non-saturée et la zone saturée
- ⚡ *ex situ*: l'eau est pompée, traitée en surface puis réinjectée dans l'aquifère.



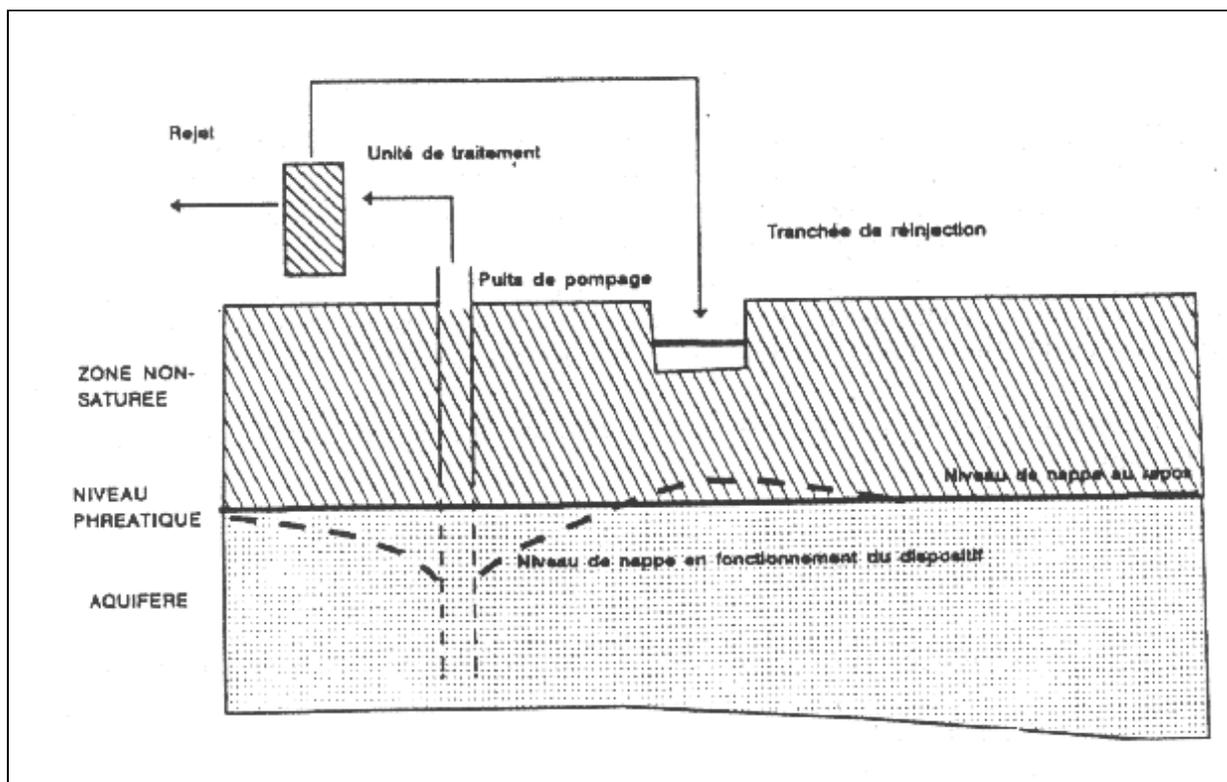


Figure 10: Pompage et traitement en surface de l'eau polluée (d'après Etude interagence n° 36).

La fixation

La fixation consiste à dévier la pollution, afin de l'empêcher d'atteindre un ouvrage à protéger, par exemple en créant un contre-courant par pompage en un ou plusieurs points soigneusement situés à l'intérieur de la zone polluée. L'eau polluée peut être : soit rejetée sans traitement dans un cours d'eau de surface ou des égouts, si, compte tenu de la dilution, les teneurs sont suffisamment faibles pour que toute nuisance soit écartée au niveau du milieu récepteur ; soit après traitement dans le cas contraire.

Les pompages de fixation permettent par la même occasion d'éliminer une partie de la pollution qui se trouve dans le milieu souterrain. En ce sens ils sont d'autant plus efficaces qu'ils sont situés au cœur de la pollution. Lorsqu'on a affaire à une pollution biphasique, on emploie la plupart du temps un système de doubles pompes (pompage de l'eau et pompage du produit séparé).

Les temps de récupération peuvent être très longs, et le simple pompage n'est généralement pas suffisant pour évacuer la pollution.

Le confinement

Dans certains cas le confinement de pollutions, provenant par exemple de terrils ou de décharges, par une couche étanche à la surface du dépôt, et la réalisation d'une paroi étanche barrant la circulation des eaux souterraines, a été mise en oeuvre, évitant ainsi la lixiviation et l'entraînement de substances indésirables dans les eaux souterraines.

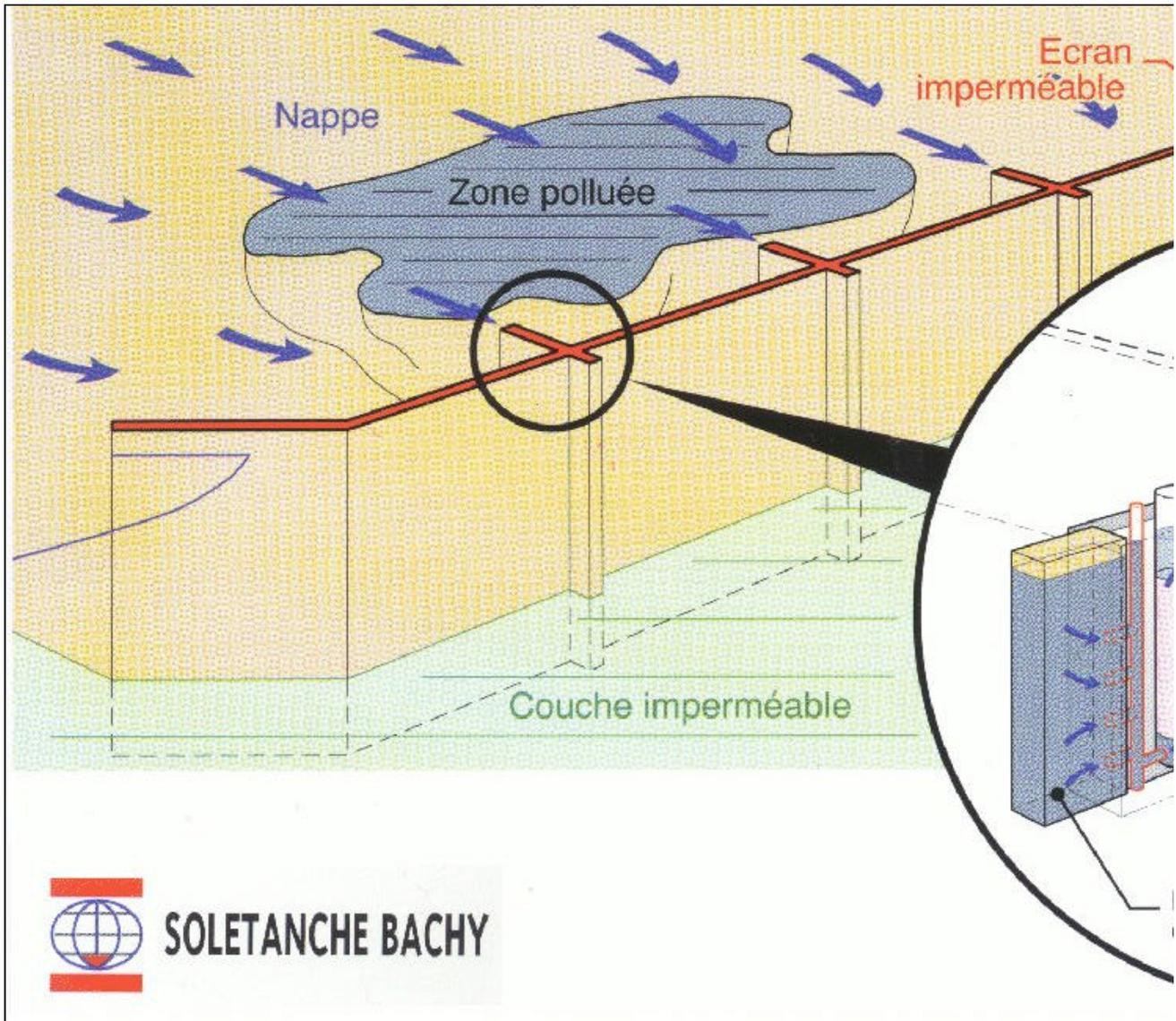


Figure 11: Confinement et barrière active (procédé SOLETANCHE BACHY).

Le traitement par barrières actives

Ce procédé, tout récemment mis au point consiste à contribuer à l'élimination physico-chimique des produits polluants en mettant en place une barrière verticale, réalisée avec des moyens techniques équivalents à ceux utilisés pour créer des parois étanches souterraines. Les ouvrages sont disposés de telle façon qu'ils interceptent l'écoulement naturel des eaux souterraines, et le remplissage des parois est effectué avec des produits réactifs. La même technique peut être utilisée en employant des filtres biologiques.

L'injection d'air dans la zone saturée (« sparging »)

La technique consiste à injecter de l'air sous pression de façon à former des bulles d'air dans la nappe qui activent la volatilisation du polluant. Les vapeurs sont récupérées par un

dispositif d'extraction dans la zone non saturée

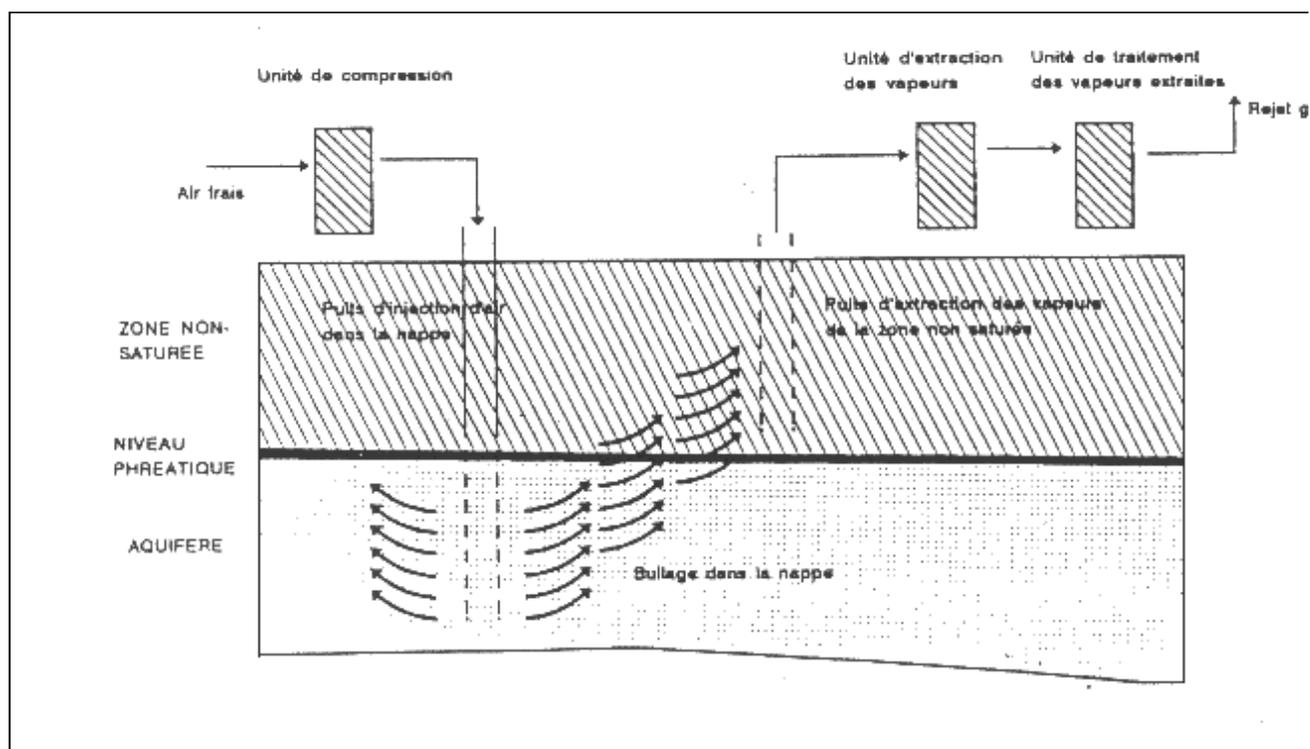


Figure 12: Injection d'air sous pression et bullage (« sparging ») dans la zone saturée (d'après Etude intergence n° 36).

Le stripping

C'est une extraction par entrainement des polluants volatils par l'air. L'eau est pompée puis traitée en surface par circulation d'air qui volatilise le polluant.

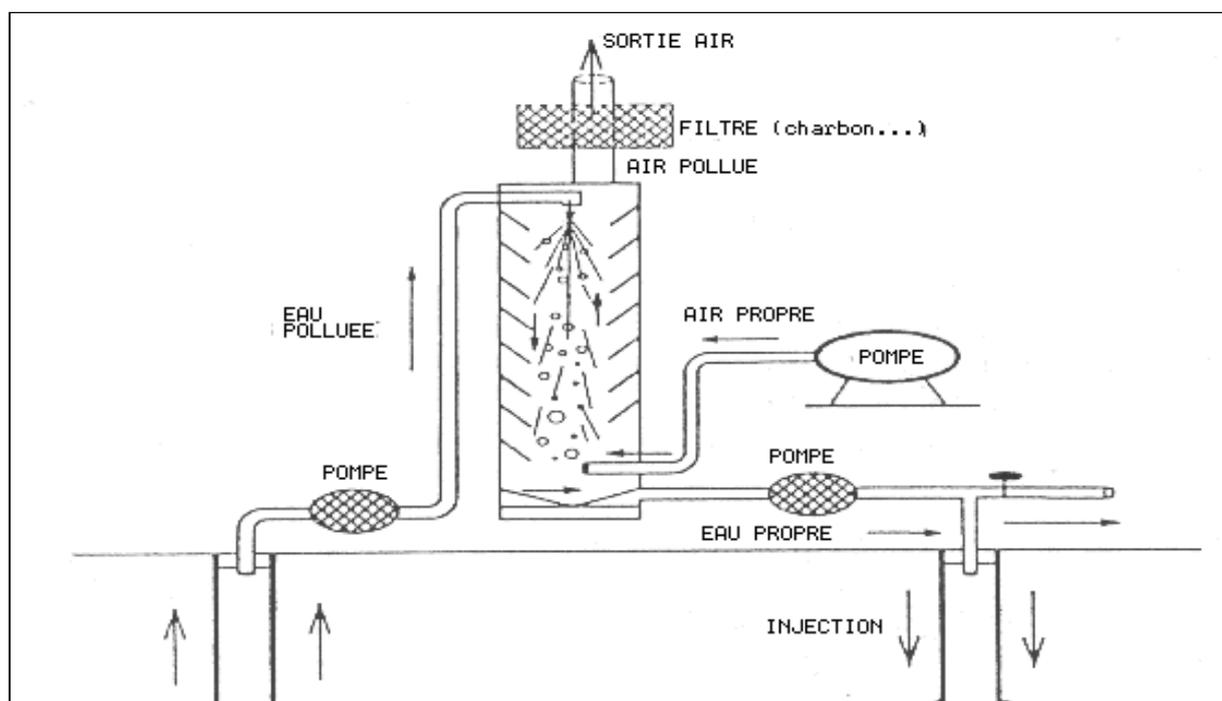


Figure 13: Décontamination par colonne de stripping (d'après LECOMTE).

L'injection d'oxydant ou de réducteur dans la nappe

L'injection dans l'aquifère d'oxydants comme O_3 , H_2O_2 , ClO_2 permet d'oxyder les polluants organiques récalcitrants (HAP, PCB). L'injection d'un réducteur comme le Fer réduit en particulier le Chrome en Chrome trivalent moins toxique.

La biodégradation

Le sol contient naturellement des souches bactériennes qui ont la faculté de s'adapter rapidement à la dégradation des produits organiques qui se sont infiltrés suivant leur nature. De nombreux produits organiques sont biodégradables en milieu aérobie : c'est notamment le cas des hydrocarbures. On essaie alors d'accélérer cette biodégradation en facilitant la circulation d'oxygène, par exemple en aspirant les gaz présents dans la zone non saturée par des forages correctement équipés, et en apportant des nutriments complémentaires, comme par exemple des nitrates et des phosphates.

L'ajout de souches bactériennes, particulièrement adaptées, est quelques fois réalisé.

Le stade ultime de la bio dégradation (minéralisation complète et transformation en CO_2 et H_2O) est un objectif lointain, l'apport d'oxygène étant généralement insuffisant. Il s'agit le plus souvent d'une bio transformation.

Certains polluants, comme les solvants chlorés (trichloréthane, trichloréthylène. . .), sont biodégradables uniquement en milieu anaérobie. Des recherches sont actuellement menées pour mettre au point des procédés de dépollution *in situ*. En voici quelques exemples:

⚡ Traitement in situ par filtre biologique

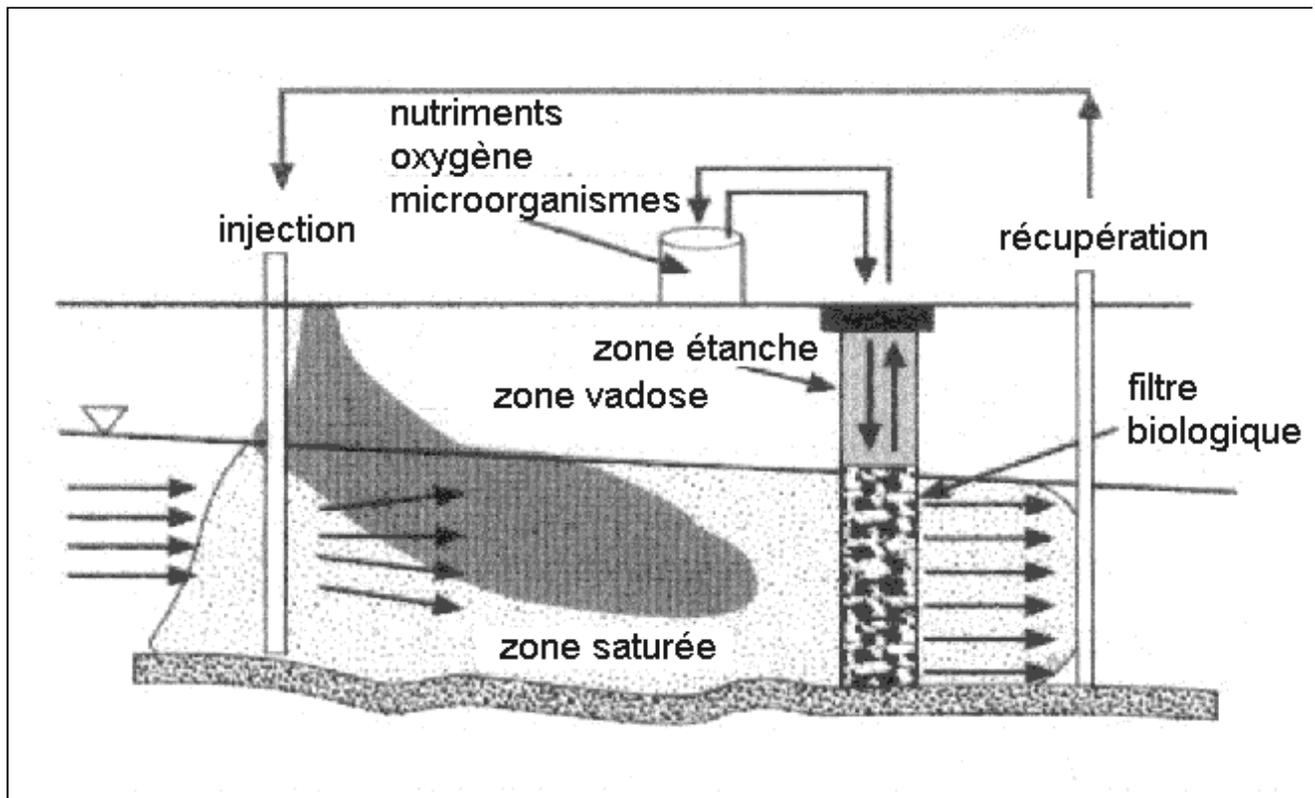


Figure 14: Procédé par filtre biologique in situ (d'après R. SAMSON in S. RENARD, 2002)

✎ Traitement in situ par bioventilation de la zone non saturée

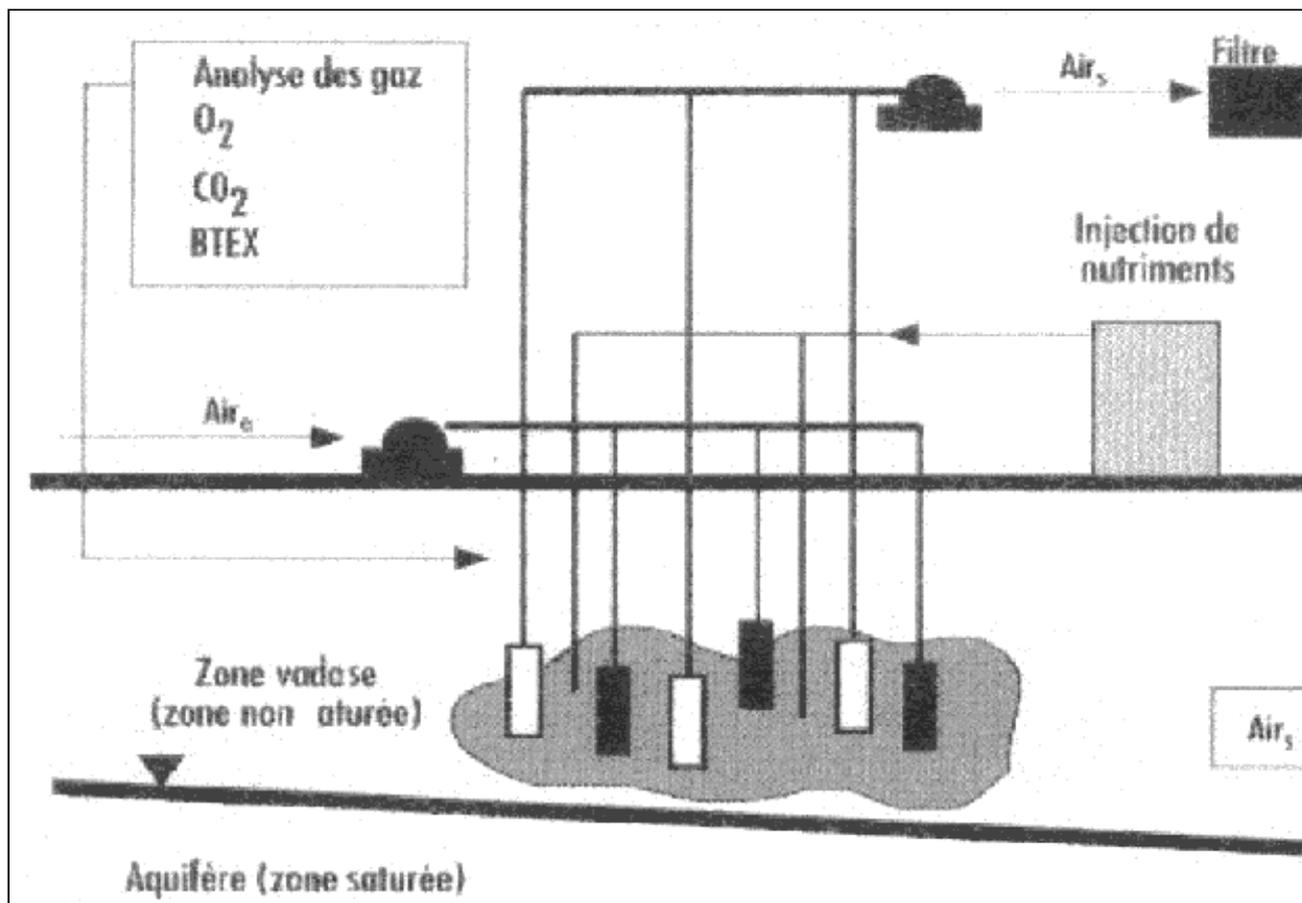


Figure 15: Procédé par bioventilation de la zone non saturée (d'après R. SAMSON in S. RENARD, 2002).

↳ Traitement par biolixiviation

La biolixiviation consiste à activer la biodégradation aérobie au toit de la nappe et dans la frange capillaire par oxygénation, ajout de nutriments et éventuellement de bactéries. L'eau polluée est pompée puis traitée dans une bache de mélange et d'aération, enfin réinfiltrée.

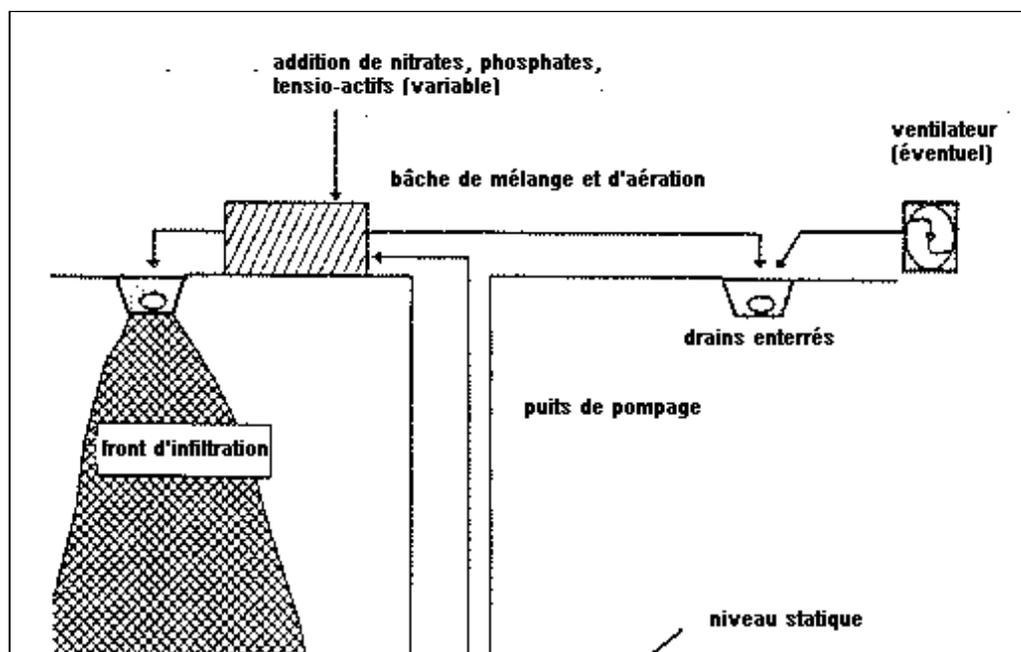


Figure 16: Procédé de biolixiviation (d'après Etude interagence n° 36).

≪ Traitement par bioventing et biosparging

C'est une décontamination par injection d'air dans la zone non saturée (bioventing) et dans la zone saturée (biosparging) avec adjonction de nutriments pour stimuler l'activité bactérienne aérobie.

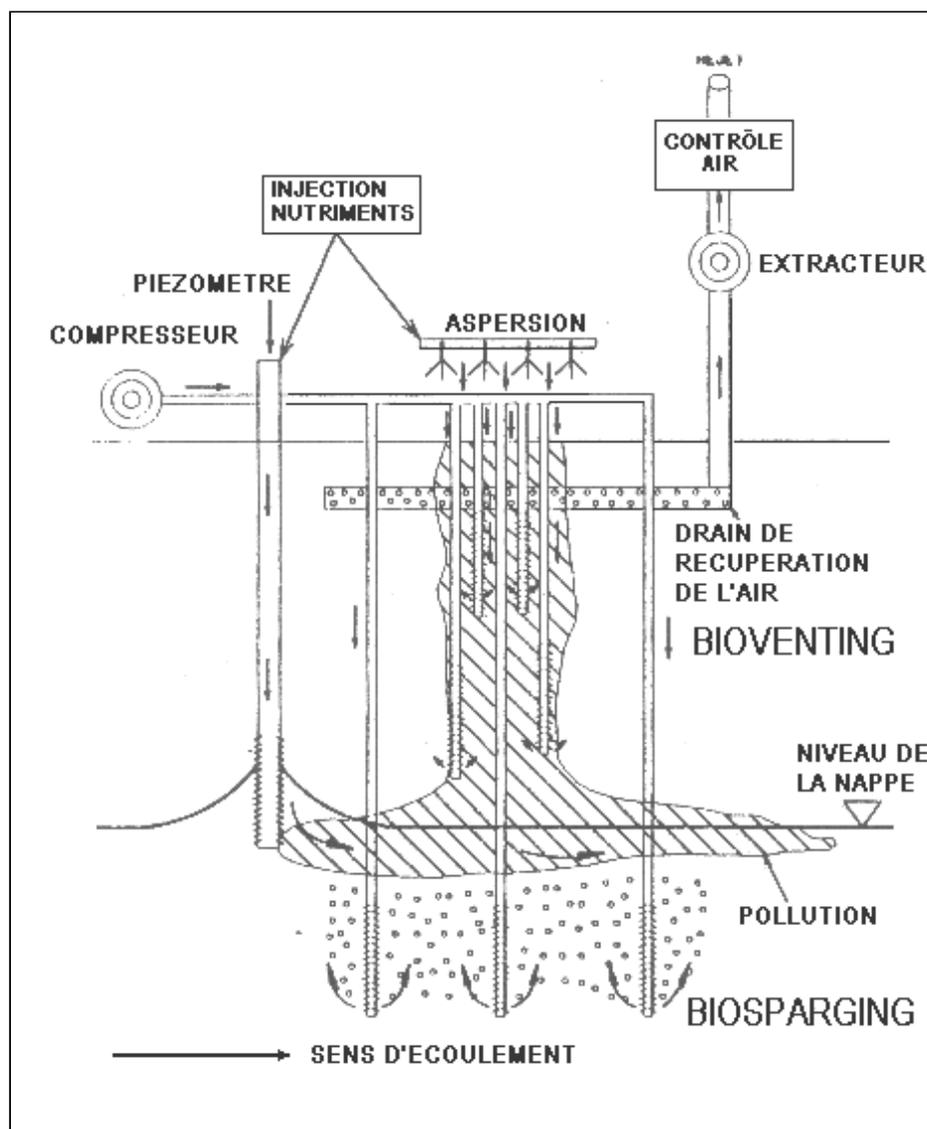


Figure 17: Décontamination in situ par biodégradation et ventilation (d'après LECOMTE)

Le traitement des terrains excavés

Le traitement des terrains pollués peut aussi être réalisé ex situ une fois ces terrains terrassés. Ce procédé est utilisé pour les sols pollués qui constituent un risque pour la nappe sous-jacente.

REFERENCES

- AGENCE DE L'EAU, MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT (1994) – Décontamination des nappes: état de l'art. Etudes interagences n° 36.
- BALLERINI D., GATELIER C. et VOGEL T. (1998) – Techniques de traitement par voies biologiques des sols pollués. ADEME, 246 p.
- BERAUD J.F. (2001) – La protection des ressources en eau. Bull. Spéc. Eau, ENS Géologie, Nancy, 25-28.
- BARBIER J. et CHERY L. (1999) – Origine des éléments indésirables ou toxiques dans les eaux souterraines: réalisation d'un inventaire national et essai d'identification de l'origine des teneurs anormales. Rap. B.R.G.M. R 40448, 62 p.
- BERTHELIN J., BLOCK J.C., DUTARTRE Ph., FERARD J.F., HENRY A.L., LEYVAL C., MOREL J.L., MUNIER-LAMY C. et SINAJ S. (1995) – Traitement biologique des sols pollués au cours d'activités industrielles: réflexions sur une grille méthodologique permettant de définir la faisabilité d'un objectif de dépollution appliqué à la qualité des eaux. Agence de l'Eau Rhin Meuse, 150 p.
- BONVOISIN N. (2001) – Transfert des polluants à la nappe: cas de la Picardie. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 60 p. + annexes.
- DESBORDES A. (2000) – Pollution des eaux souterraines: cas de la Picardie. Mém. Maîtrise BG, Fac. Sci. Amiens, 42 p. + annexes.
- DESBORDES A. (2001) – Qualité, dépollution et traitement des eaux de nappes. Mém. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 65 p. + annexes.
- GUILLEMIN C. et ROUX J.C. (1991) – Pollution des eaux souterraines en France, bilan des connaissances, impacts et moyens de prévention. Ed. BRGM, manuels et méthodes, n° 23, 262 p.
- LALLEMAND-BARRES A. et ROUX J.C. (1995) – Méthodes de dépollutions des eaux souterraines. Ed. B.R.G.M., Manuel et Méthodes, n° 27, 180 p.
- LECOMTE P. (1998) – Les sites pollués: traitement des sols et des eaux souterraines. Lavoisier, 204 p.
- NORMAND B., BANTON O., MOUVET C. et CZERNICHOWSKI-LAURIOL I. (2000) – Profils de nitrates dans la zone non saturée de la craie: relation avec les historiques cultureux et modélisation du transfert vers l'aquifère. Colloque « Eaux souterraines en Région Agricole », Poitiers, S2-5_S2-10.

REGLE M. (2001) – La contamination des eaux souterraines destinées à la consommation humaine par les pesticides dans le département de la Seine-maritime. Mém. Stage, D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 66 p. + annexes.

RENARD S. (2002) – La biorémediation: techniques de réhabilitation des sites pollués par l'action des microorganismes. Mém. Maîtrise B.G., Fac. Sci. Amiens, 30 p.

mise à jour: 14 décembre 2002

jacques.beauchamp@sc.u-picardie.fr

LA POLLUTION LITTORALE

Jacques BEAUCHAMP

1. NATURE ET ORIGINE DE LA POLLUTION

1.1 Définitions

a) Pollution

La pollution à l'origine est une profanation, une souillure dans le sens sacré (profanation d'un temple), et par extension une souillure de la Nature par l'Homme.

Le milieu littoral comprend (1) la côte elle-même (écosystèmes des plages, dunes littorales, estuaires...) et (2) l'eau de mer baignant les côtes.

Les activités humaines regroupent essentiellement les activités industrielles, les implantations urbaines et le développement touristique. La dégradation du milieu littoral par l'activité humaine correspond à une modification de l'équilibre naturel susceptible de mettre en danger la santé de l'homme, de nuire aux ressources biologiques, à la flore et la faune, de porter atteinte aux agréments ou gêner toutes autres utilisations légitime de la mer.

b) Polluants

- ✍ substances naturelles (matières organiques surtout, substances minérales provenant de l'exploitation de mines, de carrières...); les substances organiques sont dégradables, surtout sous l'action des microorganismes.
- ✍ substances de synthèse (plastiques, pesticides) dégradables ou non, toxiques ou non à rémanence variable.

c) Trois types de pollution

- ✍ pollution physique: une couleur ou un trouble données par des matières en suspension élévation locale de température par les rejets d'eau de refroidissement (centrale électro-nucléaires).

- ≠ pollution chimique: produits chimiques en solution, changeant les caractères de l'eau (acides, bases...) ou directement toxiques pour les organismes (pesticides d'origine agricole...). Micropolluants quand teneur faible (< 1 microg/l).
- ≠ pollution microbiologique

microorganismes pathogènes

microorganismes non pathogènes mais proliférant au point de détruire l'équilibre naturel et les chaînes alimentaires (bloom planctonique, eutrophisation)

Ses conséquences portent sur la pêche, la pisciculture et conchyliculture, le tourisme (qualité des eaux de baignade)

[Menace sur l'environnement marin européen](#)

1.2 Origine des polluants

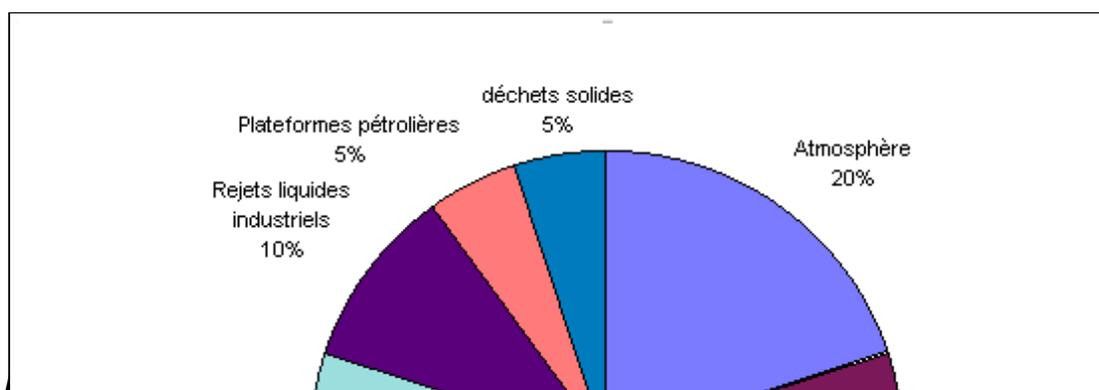
a) Pollution accidentelle et pollution chronique

La pollution accidentelle provient:

- * en mer de collision, échouage de navire, perte de conteneurs, accidents sur plate-forme de forage,
- * à terre, d'accident dans une usine, d'accident de transport

La pollution chronique (systématique) est faite de déversements volontaires, ou inconscients, et étalés dans le temps:

- * en mer rinçage des cuves de pétrolier, des ordures et eaux usées des navires (y compris la navigation de plaisance), déversement volontaire de déchets solides à partir de navire, rejet d'effluents par canalisation immergée
- * à terre, eaux usées des réseaux d'assainissement et des industries côtières, eaux de ruissellement des terres agricoles, eaux pluviales des zones urbaines et des axes routiers.



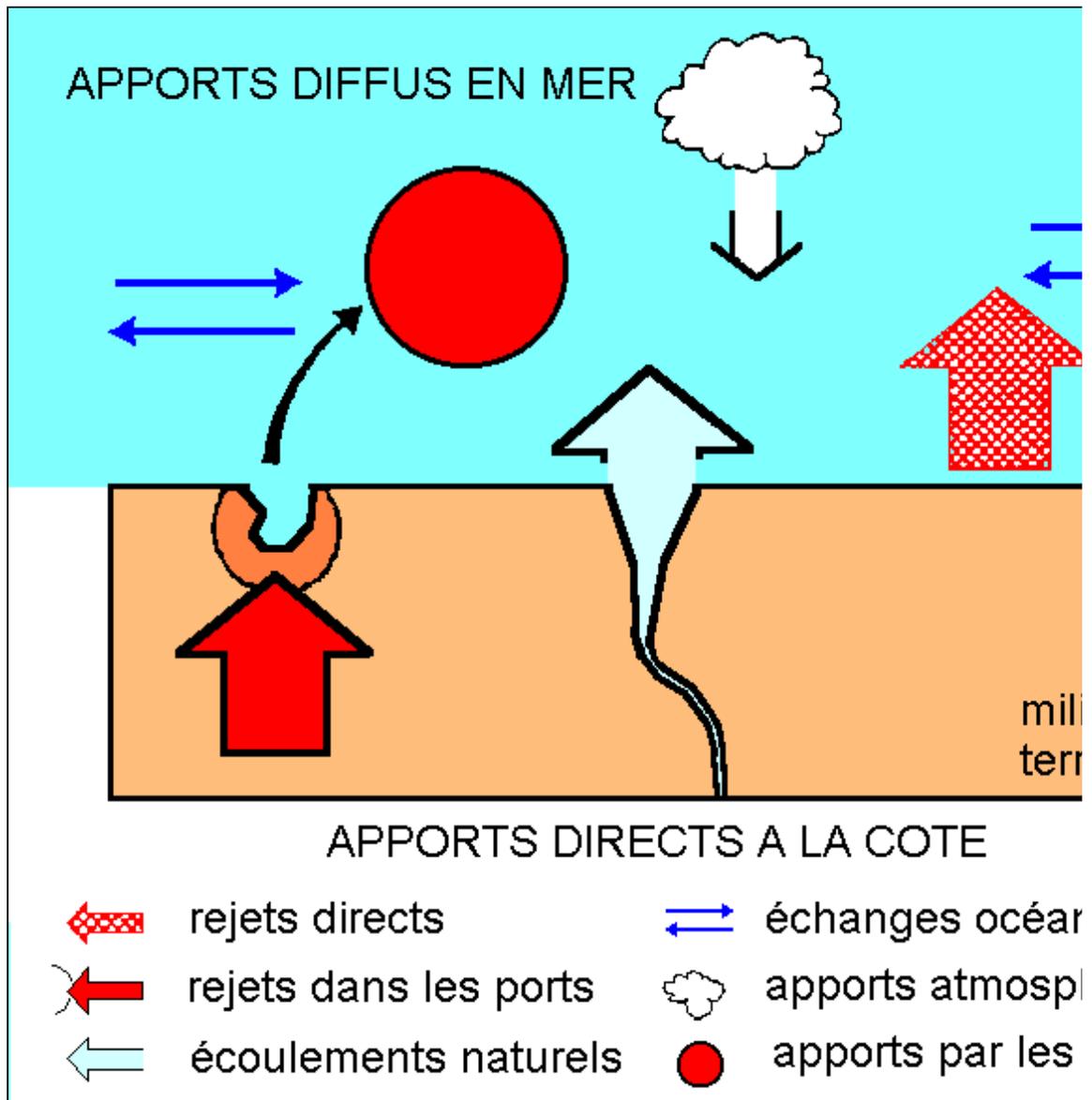


Figure 1b: Origine de la pollution littorale (modifié d'après Chaussepied et al.)

apports	M.E.S.	DCO	N	P	Pb
atmosphère	80		9	0.3 - 0.7	
milieu rural	260	110	30	0.5	0.008
routes	200 - 700	230 - 400			0.5 - 1.
eaux pluviales	300 - 1100	160 - 460	3 - 16	0.6 - 5	0.2 - 0.
eaux domestiques non traitées: 50 hab/ha	1642	2053	274	73	0.28
(*) 400 hab/ha	13140	16425	2190	585	2.20
eaux domestiques traitées 50 hab/ha	82	328	137	5,5	0.14
(**) 400 hab/ha	657	2628	1095	44	1.10

(*) 150 l/hab/jour avec MES= 600 mg/l et DCO=750 mg/l

(**) 150 l/hab/jour avec MES=30 mg/l et DCO=120 mg/l

Figure 2: Apports polluants en Kg/habitant/an(modifié d'après LEROY, 1992)

b)origine continentale (tellurique)

Les polluants sont introduits dans la zone littorale à partir du continent par les rejets d'effluents ou les dépôts de déchets solides sur la côte, par les apports par les fleuves et les eaux de ruissellement en secteur urbain et agricole (eaux pluviales). Les effluents domestiques sont collectés dans les réseaux et conduits dans une station d'épuration, qui réduit mais non supprime leur charge polluante, avant d'être rejetés mais ils peuvent être rejetés sans épuration dans certains cas. Les effluents industriels sont très variés, ils sont collectés par les réseaux d'assainissement ou rejetés directement.

Du point de vue nature des substances rejetées, 3 catégories d'apport:

- * apports à dominante bactérienne: égouts urbains, industries agro-alimentaires, abattoirs, traitement des peaux, élevages industriels...
- * apports à dominante chimique: rejets industriels, canaux et ruissellements très contaminés chimiquement
- * apports mixtes: cours d'eau

c) origine marine

Les polluants sont apportés par les courants marins; ils sont introduits au large, par les activités des transports maritimes et les exploitation des fonds marins (plates-formes pétrolières), ou proviennent d'autres zones côtières par l'action des courants littoraux (les polluants, en particulier les P.C.B., rejetés dans la baie de Seine sont transportés le long des côtes de la Manche jusqu'en Mer du Nord).

1.3 Apports par la mer

Le balancement des marées disperse sur le littoral les polluants. Les matériaux et substances apportés par la marée montante se retrouvent:

- ✗ sur l'estran et sur les plages lorsque la mer se retire; à marée descendante, des cordons de macrodéchets se forment le long des laisses de haute mer.
- ✗ dans les secteurs abrités comme les ports, les estuaires où sédimentent les matières particulaires en suspension. En revanche les polluants produits ou accumulés dans les ports sont dispersés en mer.

Les courants marins dans la Manche orientale sont alternatifs et parallèles aux côtes: le flot porte vers le NE, le jusant vers le SW. Ils sont rapides, de 0,5 à 1,5 m/s, le flot étant plus rapide que le jusant. Les apports marins au littoral arrivent par le Sud (baie de Seine) au flot et par le Nord (Mer du Nord) au jusant. Le suivi des masses d'eau par flotteur Argos montre une progression vers le Nord de l'ordre de 5 km/jour. Les eaux de la Seine, et les polluants qu'elles transportent, peuvent être suivies sur une bande de 30 milles de large le long des côtes. En revanche, les teneurs élevées en azote et en phosphates au niveau des grands ports (Boulogne, Calais, Dunkerque) sont d'origine locale. Une pollution organique et bactérienne tout à fait au Nord de la région (Bray les Dunes à l'Est de Dunkerque) provient de Belgique (estuaire de l'Escaut).

La préservation du milieu littoral intéresse d'abord les professionnels, utilisateurs directs, dans les activités de pêche, conchyliculture et aquaculture mais aussi le cadre de vie de tous ceux qui séjournent de façon permanente ou temporaire (tourisme) au bord du littoral.

La présente étude est limitée à la pollution de l'eau de mer sur les côtes, avec référence particulière aux côtes de la Manche.

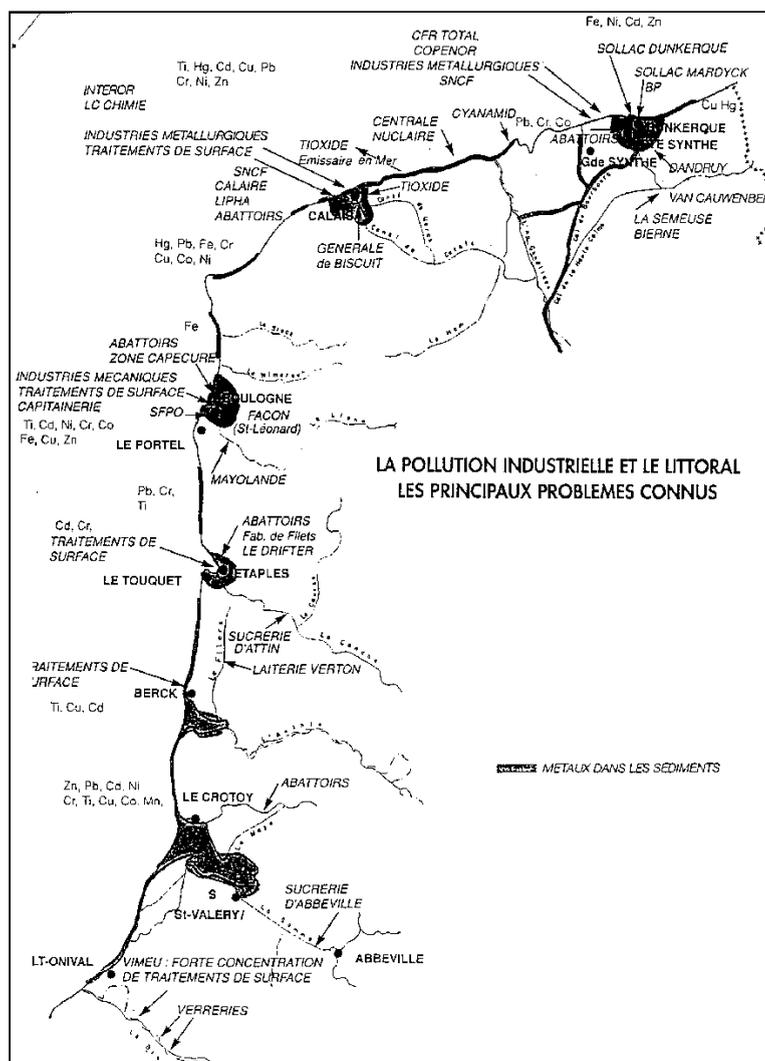


Figure 3: pollution industrielle sur le littoral de la Manche orientale (Agence de l'Eau, 1990).
Pour agrandir, cliquez sur l'image.

2. POLLUTION PHYSIQUE

2.1 Matières en suspensions (M.E.S)

Ce sont des matières minérales (argiles) et des matières organiques.

Les matières organiques en suspension servent de support et de véhicule à une abondante flore bactérienne qui comprend des espèces pathogènes.

Les matières minérales sont des particules produites par l'exploitation des sables et graviers le long du littoral, les travaux d'aménagements littoraux et le rejet de résidus de fabrication industriels. Leur action est surtout mécanique: elles augmentent la turbidité de l'eau et modifient la nature des fonds, changeant ainsi la flore et la faune. Elles peuvent adsorber à leur surface des polluants chimiques et des germes.

La pollution domestique produit environ 70 g de M.E.S. par habitant et par jour.

Côtes du Nord-Pas de Calais
<u>apports directs</u> par eaux usées domestiques et industrielles 63 700 tonnes/an dont la moitié environ de matières organiques
<u>apports diffus</u> : uniquement des matières minérales
atmosphère: 100 000 tonnes/an
dragages: 1 900 000 tonnes/an

apports (tonne/an)	M.E.S.	
urbains	100	
industriels	5600	
cours d'eau	57 100	
atmosphère	100 000	
dragages (*)	1 900 000	
TOTAL	2 062 800	

(*) rejet des boues de dragages des ports et des chenaux d'accès

Figure 4: Apports polluants sur le littoral du Nord-Pas de Calais (d'après IFREMER)

En Baie de Somme, la concentration des M.E.S. est de l'ordre de 20 mg/litre d'eau de mer; elle présente de fortes variations saisonnières; elle tend à diminuer depuis 1981.

2.2 Pollution thermique

Elle est plus rare sur les côtes que dans les rivières du fait du volume et du brassage des eaux. Certaines implantations industrielles, en particulier les centrales électriques, consomment de l'eau pour leur refroidissement qu'elles rejettent ensuite à une température supérieure. Une centrale de 1000 Mw utilise et rejette plusieurs dizaines de m³ d'eau par seconde dont la température se trouve élevée de 7 à 8 °C. En milieu semi-fermé, cette élévation de température diminue la teneur de l'eau en oxygène et stimule la vitesse de multiplication des algues unicellulaires entraînant l'eutrophisation. La centrale nucléaire de Gravelines produit un échauffement sensible des eaux du littoral au delà de l'embouchure de l'Aa auquel s'ajoute l'action de la chloration induisant la formation de composés organo-chlorés toxiques.

2.3 Pollution radio-active

Au niveau des rejets des centrales électro-nucléaires (Penly, Gravelines) et des centres de traitement des déchets (La Hague).

3. POLLUTION CHIMIQUE

3.1 Matières organiques et minérales dissoutes

Les substances organiques synthétisées et métabolisées par les êtres vivants sont ensuite dégradées par les microorganismes pour retourner à leur état élémentaire: gaz carbonique, eau, composés minéraux de l'azote et du phosphore. Elles sont rejetées en grande quantité dans les eaux d'assainissement et les effluents des industries agro-alimentaires (laiteries, abattoirs, conserveries...) Ces matières "fermentescibles" ne sont pas directement toxiques mais elles entraînent de graves perturbations des cycles biologiques et du milieu naturel lorsqu'elles sont en trop grande quantité: c'est l'eutrophisation.

Dans les conditions normales du milieu marin, la production de matières organiques par photosynthèse est limitée par les quantités des sources d'azote et de phosphore disponibles (nitrates et phosphates). Ces deux facteurs limitants empêchent la prolifération des organismes chlorophylliens et la consommation totale de l'oxygène dissous: les eaux restent suffisamment oxygénées. La dégradation des matières organiques par les bactéries du fond se fait par des réactions d'oxydation qui restituent au milieu le gaz carbonique et les sels nutritifs précédemment prélevés.

Les effluents déversés dans la mer sont également riches en sels nutritifs comme les nitrates, les phosphates, l'ammoniaque. Dans le milieu, l'azote et le phosphore ne sont plus des facteurs limitants, les microorganismes du plancton prolifèrent; la quantité d'oxygène dissous ne répond plus à la demande biologique. Les mécanismes de dégradation bactérienne s'orientent vers l'utilisation de l'oxygène contenus dans les nitrates qui sont réduits en nitrites puis en ammoniaque, puis de celui des sulfates qui sont réduits à leur tour en hydrogène sulfuré et en méthane nuisibles aux autres organismes. De nombreuses espèces planctoniques exigeantes en oxygène, et les organismes supérieurs, disparaissent au profit d'espèces nitrophiles. Les cycles biologiques s'accélèrent, la production de matière organique et de déchets, augmentent; leur dégradation appauvrit encore plus le milieu en oxygène. La production d'oxygène par photosynthèse reste importante en surface seulement, la turbidité de l'eau ne permettant pas la pénétration des rayons lumineux en profondeur. La répartition des espèces du zooplancton et du phytoplancton est profondément modifiée, les Dinoflagellés prolifèrent au point de donner des phénomènes de "marées rouges" (bloom de Phytoflagellés du genre *Phaeocystis* en Baie de Somme). Sur les côtes de la Manche orientale, le facteur limitant est l'azote, excepté pour l'embouchure de l'Aa et de la Somme où c'est le phosphore. La lutte contre l'eutrophisation porte sur la maîtrise des apports venant de l'agriculture: mise en conformité des bâtiments d'élevage, stockage et épandage des lisiers, techniques de lagunage, fermentation et méthanisation... Les "zones sensibles" du littoral sont les zones à priori sensibles à l'eutrophisation (estuaires), les zones sensibles à la pollution microbiologiques (zones de pêche et d'élevage de produits conchylicoles), les zones de frayères et de nourriceries.

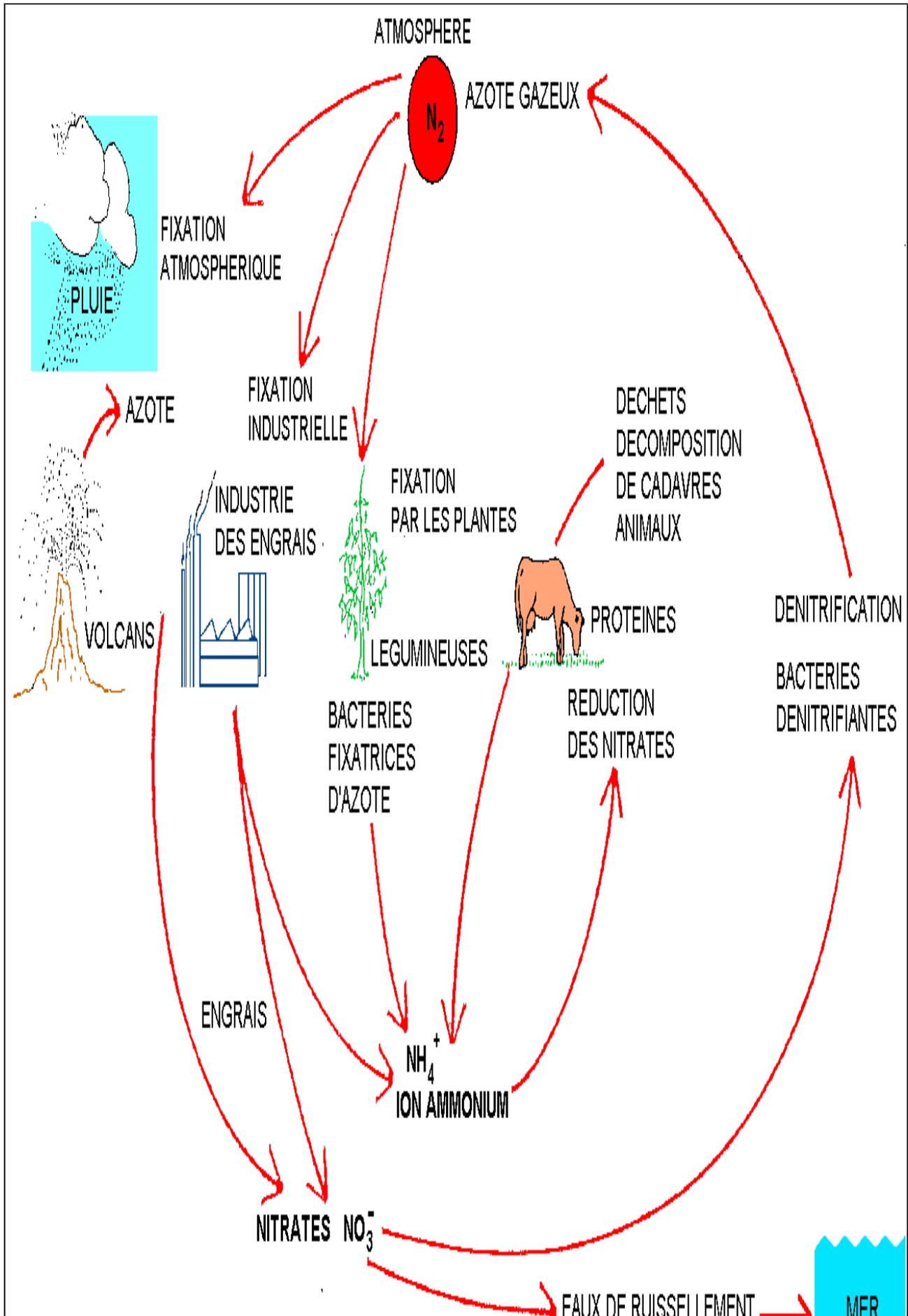


Figure 5: cycle de l'azote.

FLUX	NH4+ (tonne/jour)	NO2- (tonne/jour)	NO3- (tonne/jour)
1981-89	1.49	0.98	64.89
1989-91	0.83	0.79	42.22

(d'après l'Agence de l'eau)

TENEUR de l'eau	0.14 mg/l	0.32 mg/l	15.5 mg/l
--------------------	-----------	-----------	-----------

(d'après RYBARCZYK)

Figure 6: Sels nutritifs azotés en Baie de Somme. Ces teneurs sont supérieures au seuil d'eutrophisation.

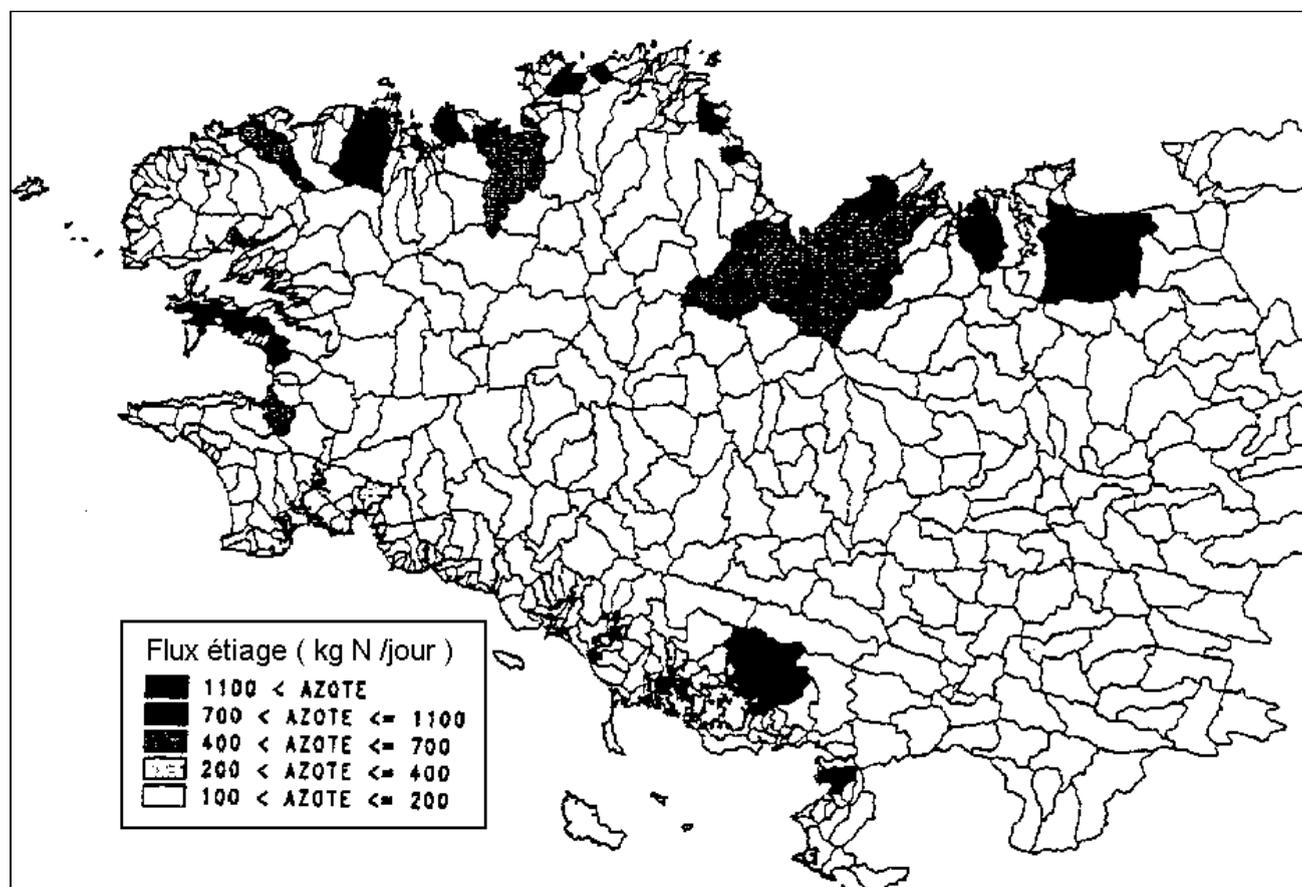


Figure 7: teneur en Azote de quelques bassins versants en Bretagne (d'après WATREMEZ et URVOIS).

3.2 Détergents

Ce sont des molécules de synthèse qui diminuent les tensions superficielles aux interfaces eau-lipides. Elles remettent en suspension les particules solides adsorbées par les fibres des tissus, elles émulsionnent les graisses et forment des mousses. La structure de la molécule est formée d'une partie hydrophile et d'une partie lipophile. Selon la nature du groupement polaire hydrophile, on les classe en trois catégories: anioniques, cationiques et non-anioniques.

Les détergents sont toxiques pour certaines espèces comme les mollusques, les crustacés, les poissons, les algues. Leur nocivité tient à leur formule chimique et à leur propriétés tensio-actives: altération de l'aération de l'eau, perturbation des échanges au niveau des branchies... La nocivité des détergents a été mise en évidence involontairement lors de la marée noire produite en 1967 sur les côtes de Bretagne et de Cornouailles par l'échouage du pétrolier Torrey Canyon. Les détergents ont été utilisés d'une façon massive pour nettoyer les côtes. Les organismes benthiques ont été très touchés au point de disparaître complètement: mollusques, crustacés, coelentérés, algues rouges et vertes. Du fait de l'absence d'animaux brouteurs, les algues vertes (entéromorphes et ulves) proliférèrent l'été suivant. Le plancton et les méduses au large des côtes traitées disparurent alors que les poissons adultes résistèrent bien. En résumé, le remède a été pire que le mal. Le nettoyage des côtes de l'Alaska polluées par l'échouage de l'Exxon Valdez s'est fait à la brosse, la pelle et le seau...

La bio-dégradabilité des détergents n'est pas un critère d'inocuité: certains sous-produits de dégradation peuvent être très toxiques. En plus des détergents, les lessives contiennent jusqu'à 50 % de polyphosphates qui contribuent à l'eutrophisation des eaux littorales.

3.3 Hydrocarbures

Origine:

dégazage des cuves des pétroliers ou accident, huiles de vidange ou de fuite des navires, rejet des raffineries, rejets sauvages du continent. Ils sont abondants dans les ports. Les hydrocarbures légers forment à la surface de l'eau un film qui contrarie les échanges gazeux.

Quelques chiffres:

- ✎ en 1972 une raffinerie rejetait de l'eau à 5 ppm d'hydrocarbure, sa consommation était de 6 m³ d'eau par tonne de pétrole brut traité: en 1 an, pour un traitement de 14 M.t. de brut, le rejet était de 400 tonnes d'hydrocarbures sur le littoral.
- ✎ Le Rhône apporte chaque jour 20 tonnes de produits pétroliers à la Méditerranée.

≪ Sur 6 millions de tonnes déversés par an dans l'ensemble des mers, il y avait en 1988:

2,7 M.t de rejets telluriques (continentaux)

2,1 M.t de rejets de navires

0,6 M.t de retombées atmosphérique (dues aux combustions automobiles, aériennes, industrielles...)

Effets:

- ≪ mécaniques (en cas de marée noire): engluage des oiseaux, des crustacées, des coquillages, colmatage des branchies des poissons; souillure des plages (et des baigneurs).
- ≪ toxiques: empoisonnement et destruction des animaux (en particulier mollusques et poissons) et des algues, surtout les algues brunes qui sont alors remplacées par des algues vertes plus résistantes (*Ulva*, *Enteromorpha*).

(*) En 1978, échouage de l'Amoco Cadiz devant Portsall (Finistère): 230 000 t de brut polluant 363 km de côtes et 200 000 ha de surface marine. Désastre écologique (mortalité générale évaluée à 90 %).

(*) en 1999, naufrage de l'Erika: libération 20 000 tonnes de fioul lourd riche en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sur 400 km de côtes au Sud de la Bretagne. Sa toxicité, notamment vis à vis des moules et des huîtres, s'est révélé potentiellement grande que celle d'un pétrole brut classique.

La toxicité est fonction des composants:

- ≪ hydrocarbures aromatiques (benzène, toluène...) sont des poisons violents pour tous les organismes; pour les poissons, dose toxique à 5 ppm pour le naphthalène et l'anthracène. Les HAP comme le benzo-pyrène sont cancérigènes à très faible dose.
- ≪ hydrocarbures parafiniques (lubrifiants...), moins toxiques, perturbent certains comportements (quête de nourriture, fuite devant prédateur, comportement sexuel, migratoire...)
- ≪ hydrocarbures oléfiniques, abondants dans produits raffinés, action comparable à ci-dessus.

En baie de Somme, les concentration d'hydrocarbures dans les sédiments varient de 0,6 mg/g à 3,2 mg/g (poids sec). Les teneurs fortes sont proches de St Valery; elles sont expliquées par la venue d'eaux pluviales en provenance des routes.

3.4 Métaux lourds

Ce sont des métaux de forte masse atomique toxiques, à l'état élémentaire ou combiné, à partir d'une concentration minime. Ils sont présents normalement dans le milieu marin en faible dose. Ces métaux sont très employés depuis le début de l'ère industrielle et ils s'accumulent dans la mer. Les plus dangereux et les plus répandus sont le mercure, le plomb, le cadmium, le chrome.

a) Mercure

Le mercure est tristement célèbre depuis les graves intoxications survenues à Minimata. La "maladie de Minimata" est apparue au Japon, dans le village de pêcheurs du même nom, à partir de 1954. Elle provoqua la mort de plus d'une centaine de personnes tandis que plusieurs centaines de survivants restaient gravement handicapés (paralysie, déficience mentale) et incurables. Ces habitants se nourrissaient de poissons dont la chair avait accumulé un composé organo-mercuriel (methyl-mercure). L'origine du mercure se trouvait dans les effluents d'une usine chimique produisant de l'acétaldéhyde avec du sulfate de mercure comme catalyseur. Les quantités rejetées étaient très faibles et bien au-dessous du seuil de détection dans l'eau de mer, mais le mercure était accumulé le long des chaînes alimentaires jusqu'à atteindre le seuil de toxicité pour l'homme (bio-accumulation et bio-concentration dans la chaîne alimentaire). La chair des poissons en contenait de 10 à 20 mg/kg, ce qui correspondait à un facteur de concentration de 100 000.

Le teneur naturelle du mercure dans l'eau de mer est estimée à 0,03 microgramme par litre. Il est utilisé dans la fabrication des biocides, de certaines peintures et intervient comme catalyseur. On a estimé à 5 000 tonnes par an la quantité de mercure d'origine artificielle introduit dans le milieu marin par les effluents industriels et le ruissellement sur les terres agricoles. Sa toxicité est décelable dès 0,1 microgramme /l pour le phytoplancton. Les composés mercuriels sont transformés par les organismes en forme organique (comme le méthyl-mercure) bien plus toxiques. Ces composés lipo-solubles sont principalement des toxiques du système nerveux. Les invertébrés comme les vertébrés y sont sensibles. Episodiquement, des poissons sont déclarés impropres à la consommation à cause de la teneur trop élevée de leur chair en mercure. En France, le taux maximum recommandé est de 0,5 mg/kg dans le poisson.

Les principales sources de pollution sont les piles, les thermomètres au mercure (désormais interdits), certaines peintures marines (contenant en plus des PCB) et certains fongicides. Les rejets industriels sont strictement contrôlés, au moins dans l'Union Européenne (limite fixée à 0,05 mg/l d'effluents). Le mercure est toujours largement utilisé pour extraire l'or des gisements, notamment en Amérique du Sud.

Contribution en % du
total des émissions de
Mercure de l'industrie
US à l'atmosphère

Transport régional et global (T2 - 1991) —

Figures 8: Emissions de Mercure dans l'atmosphère aux Etats Unis. Les combustibles fossiles constituent la principale source d'origine humaine.

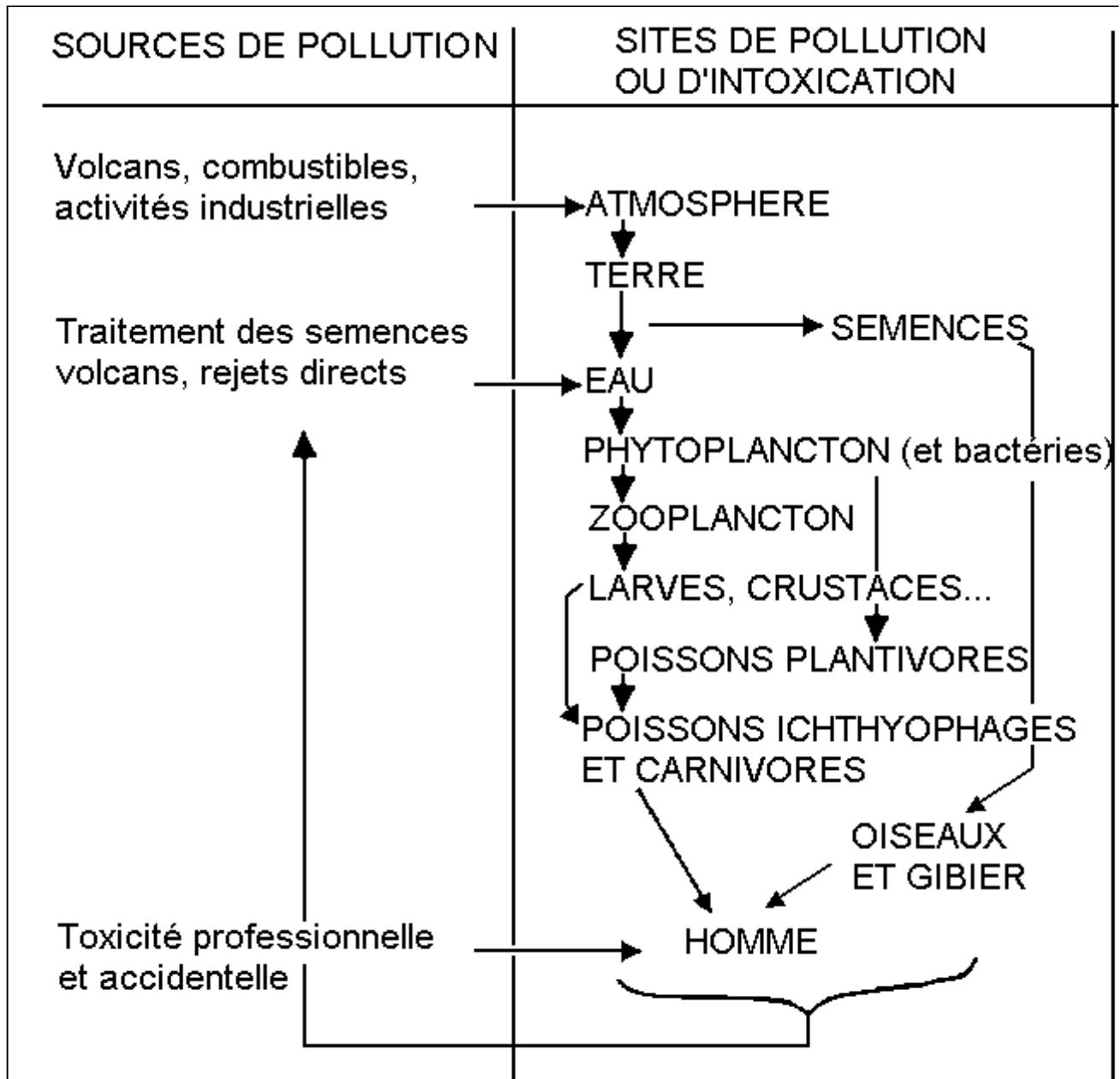


Figure 9: Cycle biologique du mercure et bioconcentration.

b) Plomb

La teneur dans l'eau de mer est très faible, de 0,02 à 0,04 microgramme /litre; cette teneur est plus élevée dans l'hémisphère nord, signe de pollution généralisée. Sa concentration augmente près des côtes: au large de Dunkerque, les sédiments contiennent 1g de Pb par kg. On estime que 200 000 tonnes de plomb sont introduites chaque année dans les océans. Le plomb est principalement produit par les fumées des fonderies, des

incinérateurs et des gaz d'échappement des véhicules utilisant du carburant à plomb tétraéthyle; C'est un des composants des batteries de voiture. Il est transporté par ruissellement direct et cours d'eau vers le littoral et par voie aérienne jusqu'à milieu de l'océan. La teneur des effluents industriels est limitée à 0,5 mg/l. La production de polluants par km d'autoroute est révélatrice. La teneur en plomb a beaucoup diminuée avec l'introduction des carburants sans plomb.

gommes de pneumatiques:	0,6 à 1,2 kg / km / jour
hydrocarbures	11 kg / km / jour
oxydes d'azotes	11 kg / km / jour
plomb	0,24 kg / km / jour
zinc	10 g / km / jour
cadmium	20 à 90 g / km / jour

Plomb: 40 % entraîné par les eaux de ruissellement; 60 % dispersé dans l'air

Figure 10: polluants émis sur l'autoroute A6 en 1985 (en rase campagne à 120 km de Paris), d'après LEROY, 1992.

Seuls les composés solubles du Pb sont toxiques pour les organismes; ils sont accumulés dans les tissus durs comme les os. La bioconcentration du Pb chez les poissons atteint 100 000. Il provoque chez l'homme des atteintes du tube digestif (saturnisme), du sang (anémie), des reins et du système nerveux. La dose hebdomadaire tolérable chez l'adulte est de 3 mg.

c) Cadmium et Chrome

Ces 2 métaux sont abondants dans les sédiments au large de Dunkerque, en Baie de Seine et en Mer du Nord.

Le Cadmium est après le mercure le plus toxique des métaux lourds pour les animaux aquatiques; il est associé au zinc et rejeté notamment par les mines et les usines de traitement du minerai dans l'atmosphère et les eaux superficielles. Il est utilisé dans les pots catalytiques, dans certains accumulateurs.

On estime à 1,8 tonne la quantité annuelle transportées par les eaux usées urbaines en France: elle se retrouve dans les boues de stations d'épuration. Les sources principales sont l'industrie métallurgique et les incinérateurs urbains sans traitement de fumée. La limite de rejet dans les effluents industriels est fixée à 0,2 mg/l.

L'intoxication par le Cadmium chez l'homme produit des atteintes du sang, des reins et du squelette (« maladie d'Itaï-Itaï au Japon »)

Le Chrome est utilisé dans le traitement de surface des métaux. Il est nocif à l'état hexavalent, mais il est rapidement transformé en forme trivalente moins dangereuse dans le milieu marin.

apports (tonne/an)	Pb	Zn	Cd	Cu
industries	5	70	0,2	2
cours d'eau	7	169	0,4	14
atmosphère	6	26	0,4	8
dragages	126	308	1,5	33
TOTAL	144	573	2,5	57

Figure 11: Flux de métaux lourds apportés à la mer (Nord-Pas de Calais) en tonne/an (source: IFREMER, 1989).

apports (tonne/an)	Cd	Hg	Cu	Pb
Méditerranée	56	120	4971	3200
Atlantique Nord	70	12	790	1220

Figure 11: Flux de polluants d'origine industrielle et agricole apportés par les fleuves en Méditerranée et dans l'Atlantique Nord (en tonne/an; source: Water Research Centre).

Somme	Mn	Ni	Cr	Cd	Pb	Zn	Cu
1984	214.5	36.37	60.68	0.88	21.96	88.2	13.5
1989	186.5	13.52	50.5	0.55	25.5	66	11
1992	230.06	7.29	47.32	0.39	13.81	48.9	9.34

Seine (1987)	447.4	32.83	92.06	2.18	53.37	169.4	34.22
--------------	-------	-------	-------	------	-------	-------	-------

Figure 12: Concentration des métaux en Baie de Somme et Baie de Seine (mg par kg de sédiment sec)(source: WILSON et al., 1987; ELKAIM, 1992)



Élément	Teneur moyenne (mg/kg sec)	Teneur maximale (mg/kg sec)
Arsenic	22	32
Cadmium	0,39	1,3
Chrome	67	100
Cuivre	50	670
Mercure	0,11	0,52
Nickel	24	35
Plomb	58	110
Etain	8,9	19
Zinc	162	540

Figure 13: Teneur en métaux lourds dans les sédiments des ports de Loire Atlantique (1989-1995) d'après Bull. Lab. Ponts et Chaussées, n° 210).

d) Zinc et cuivre

Non lourds *sensu stricto* et moins toxiques que les précédents, ces métaux sont utilisés en grande quantité par les activités humaines. Ils indiquent une pollution et sont pris en compte par le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. En Méditerranée, leur teneur atteint 0,45 mg/l dans les ports pollués.

3.5 Pesticides et autres produits biocides

Un biocide est une substance chimique à vaste spectre d'action capable de détruire des organismes vivants.

Il y a 10 ans, il était consommé en France par an:

500 tonnes d'antibiotiques

100 000 tonnes de pesticides

100 000 tonnes de soufre (déversé sur les vignes)

La plus grande partie de ces produits se retrouvent après usage dans les eaux et dans l'atmosphère, puis dans la mer.

Les biocides sont largement utilisés en agriculture contre les ennemis des élevages et des cultures. Ils sont employés aussi pour détruire les insectes vecteurs de maladies (paludisme, typhus, peste, fièvre jaune). On parle d'insecticides, de fongicides, de molluscicides, d'herbicides... Ces produits ont généralement une grande stabilité chimique qui peut les faire s'accumuler dans le milieu jusqu'à atteindre des doses dangereuses. Ils sont concentrés le long des chaînes alimentaires, comme les métaux lourds; le facteur de concentration peut être très élevé (1 000 000 pour le DDT). Des concentrations significatives d'herbicides persistent dans les eaux estuariennes et contaminent le milieu marin. En Méditerranée, des pesticides organo-phosphorés ont été détectés dans l'eau et dans des poissons.

Les organochlorés, comme le DDT (DichloroDiphénylTrichoréthylène), le lindane, sont très stables; ils persistent dans le milieu pendant de nombreuses années. Ils sont liposolubles et s'accumulent notamment dans les graisses des vertébrés. En Baie de Somme, les teneurs en DDT sont de l'ordre de 50 microgramme par kg de sédiments secs, bien que ce pesticide ne soit plus en usage depuis plusieurs dizaines d'années. Les organophosphorés sont plus faciles à dégrader, mais les sous-produits qu'ils libèrent peuvent être plus toxiques que le produit d'origine. Les carbamates (fongicides et herbicides) sont moins toxiques. Un herbicide comme l'Atrazine a dû être interdit à cause de la toxicité du produit lui-même et de ses sous-produits.

Une étude statistique menée en 1992 à l'hôpital de Besançon chez les agriculteurs exposés régulièrement aux pesticides a montré une augmentation significative des cancers du sein et du pancréas. Les agriculteurs philippins utilisant de forte dose de pesticides présentent des affections oculaires et cutanées, des troubles respiratoires, cardiaques et gastro-intestinaux, des troubles neurologiques et des affections du sang.

Les PCB (PolyChloroBiphényles) sont des molécules de synthèse proches des organochlorés. Ils sont utilisés comme plastifiants, lubrifiants, isolants électriques. Ils sont toxiques et s'accumulent et se concentrent dans les graisses. En 1986, des teneurs élevées atteignant 270 microgramme/kg ont été trouvés dans les sédiments de la Baie de Somme. L'arrêt de fabrication de ces substances est prévu à l'échelon national et leur utilisation actuelle est limitée aux systèmes clos (installations électriques). De plus, leur destruction doit être effectuée dans des installations contrôlées. Néanmoins, une gestion efficace des déchets (matériels électriques déclassés) reste à faire. Le phénomène de bio-amplification est particulièrement démonstratif en milieu marin:

Eau de mer: $2 \cdot 10^{-6}$ ppm ==> poisson: 1 ppm ==> goéland arger
--

En Baie de Seine, les moules contiennent dans leur chair 0,5 ppm de PCB (poids sec).

	DL 50 (*)			
	poissons	crustacés	mollusques	ra
D.D.T.	0.4 - 12000	1.6 - 10	9	
Lindane (gH.C.H.)	30 - 280	0.3	450	
Parathion	68 - 3000		1000	
Aldrine	< 20	0,6-50	25	

(*) DL 50: dose nécessaire pour causer la mort de 50% d'individus.

Figure 14: Toxicité de quelques insecticides; valeur de la DL50 en microgramme/kg. Pour l'homme, Dose Journalière Admissible (d'après G.I.E.P.M., 1973)

Une nouvelle directive européenne sur l'usage des produits biocides porte sur des produits très divers, outre les pesticides: désinfectants, produits pour la protection des bois, des textiles, des maçonneries, poisons contre les rongeurs...

3.6 Chlore

Il est utilisé comme désinfectant de l'eau, dans les circuits de refroidissement des installations côtières, comme agent de blanchiment en industrie textile, dans l'agro-alimentaire, dans la fabrication du PVC... La centrale électronucléaire de Penly (Seine maritime) traite ses eaux de refroidissement au chlore pour éviter le développement des organismes dans les canalisations. La combustion des produits chlorés peut former des corps chlorés très toxiques, les dioxines. Dans l'eau, le chlore forme avec certains corps minéraux (NH₃) ou organiques des chloramines et des chlorophénols toxiques. L'empoisonnement par les PCB a été décrit au Japon.

4. CAS DES DECHETS SOLIDES

Ce sont d'abord tous les débris solides qui s'accumulent le long des littoraux de hautes mers: bouteille, sacs et autres récipients en matière plastique, bois, débris de filets et de filins... Ces déchets proviennent de décharges, autorisées ou non, le long du littoral et des cours d'eau allant à la mer, des réseaux d'eau pluviale, des rejets directs d'émissaires sans dégrillage, de l'abandon de débris sur la plage par les baigneurs et les casse-croûteurs peu scrupuleux, du déversement à partir de navire (commerce et plaisance)... Ces objets constituent surtout une nuisance visuelle qui déprécie l'attrait d'une plage. Flottant au large, ils peuvent constituer une entrave à la pêche et à la navigation. Autres types de gros déchets solides, les épaves de navires s'accumulent sur certaines côtes inhospitalières (comme les côtes de l'ex Sahara espagnole) et à proximité des ports. Elles peuvent être l'origine de pollution par hydrocarbures, mais d'autre part elles constituent souvent un excellent support pour la fixation d'organismes qui sans elles ne pourraient s'installer (cas des côtes sableuses). Dans les littoraux de haute mer, les déchets les plus fréquents sont les matières plastiques (plus de 50 %). Ces matières sont fragmentées en grains (« plastic pellets » ou « nibs ») qui sont trouvés sur toutes les plages du monde. Les produits de

dégradation des matières plastiques (phtalates) se retrouvent également en grande quantité dans le sable des plages et dans l'eau. Les débris de verre et les mégots de cigarette (!) constituent un autre stock important.

Ces débris sont dangereux pour la vie marine. Les filets perdus et leur débris continuent à prendre des poissons et des oiseaux. Les plastiques sont ingérés comme proie par les poissons, les tortues marines, les oiseaux de mer. Les désagréments sont aussi pour les pêcheurs dont les filets récoltent des débris indésirables.

Un cas plus dangereux est représenté par le stockage sur le fond de déchets toxiques indésirables: gaz de combat des dernières guerres, déchets radio-actifs... Ces substances sont enfermées dans des conteneurs métalliques ou en béton qui finalement présentent des fuites et relâchent leur contenu. On peut espérer que leur dilution dans l'eau de mer les rendra inoffensifs. Entre 1967 et 1982, 94 604 tonnes de déchets nucléaires français ont été immergés en mer. L'immersion a été arrêtée en 1983.

La pollution radio-active reste un problème toujours d'actualité. Les centrales nucléaires et les applications militaires produisent une grande quantité de déchets solides irradiés qu'il est tentant de déverser en mer. Les soviétiques ne s'en sont pas privés dans la Mer de Barents. S'ajoutent à cela quelques sous-marins nucléaires coulés à proximité des côtes qui relargueront bientôt leur combustible sous l'effet de la corrosion. L'homme peut subir ces irradiations en ingérant des organismes contaminés qui ont concentré des isotopes radio-actifs comme ils le font pour les isotopes stables: c'est le cas du phosphore et du zinc.

5.POLLUTION MICROBIOLOGIQUE

5.1 Microorganismes pathogènes:

Ce sont des bactéries (*Salmonella*, Staphylocoques, vibrions dont celui du cholera), virus (virus de l'hépatite, entérovirus), champignons (*Candida*, *Torula*), protozoaires, oeufs de parasites (*Ascaris*, *Tenia*). Les bactéries sont des hôtes de l'homme et d'autres mammifères (leptospires de l'urine des rats).

Ils sont apportés par les eaux usées directement rejetées en mer depuis le continent et les navires, ou transitant par les fleuves. Ils accompagnent des microorganismes plus communs, non pathogènes, qui sont de bons indicateurs de la pollution fécale (Coliformes fécaux, Streptocoques; on compte en moyenne une Salmonelle pour 50 000 coliformes fécaux). La durée de survie de ces germes est variable en eau de mer, de quelques heures à plusieurs mois; elle est prolongée dans les eaux riches en matière organique et en particules minérales fines (argiles), et à température élevée (rejets thermiques des centrales nucléaires en particulier). Des souches résistantes peuvent survivre dans les sédiments fins riches en matière organique (vases d'estuaire...)

La contamination a lieu par contact direct avec des eaux polluées (baignades) et par consommation de produits de la mer infectés. Le contact avec l'eau polluée produit des affections cutanéomuqueuses diverses (rhino-pharyngite, oculaires, otites, dermatoses...)

Les invertébrés marins, comme les bivalves et les oursins, qui filtrent une grande quantité d'eau polluée, retiennent et concentrent en particulier les bactéries et les virus d'un facteur de 10 à 100. Les moules et les huîtres peuvent être infectées par des Salmonelles (typhoïde), le virus de l'hépatite infectieuse, de l'herpès, le vibron du choléra.

Microorganismes	Concentration (non
Coliformes totaux	$10^5 - 10^6$
Coliformes fécaux	$10^4 - 10^5$
Streptocoques fécaux	$10^3 - 10^4$
Salmonelles	$10^0 - 10^2$
Entérovirus	$10^1 - 10^2$

Figure 15 : Types et nombres de microorganismes présents dans les eaux usées domestiques non traitées (d'après GODFREE).

5.2 Plancton toxique

Le phytoplancton toxique produit des "marées rouges" ou "eaux colorées": sa prolifération (efflorescence ou bloom) est la cause de la coloration des eaux en rouge, vert, brun (...) et de la surconsommation d'oxygène. Il sécrète des substances toxiques qui sont accumulées par les prédateurs (zooplancton, petits invertébrés...) et concentrées le long de la chaîne alimentaire. Les coquillages, qui les accumulent, ne paraissent pas affectés mais ils sont absorbés par l'homme qui est sensible à ces toxines, comme les animaux marins: poissons, mammifères. Certains poissons meurent (harengs, morue, saumons...) d'autres accumulent les toxines dans le foie et d'autres organes et provoquent la mort des prédateurs qui les consomment (poissons, oiseaux, mammifères marins).

En 1987, 14 baleines à bosse sont venues mourrir à Cap Cod (côte atlantique des USA): la cause était une toxine paralysante produite par un dinoflagellé, accumulé dans le foie et les reins des maquereaux trouvés dans l'estomac des baleines. En 1991, des cormorans et pélicans ont été empoisonnés en Californie par une toxine produite par une diatomée.

Les symptômes d'intoxication par les coquillages (palourdes, moules, huîtres, coquilles St Jacques) sont de 3 types:

- ✎ type paralytique: picotements et engourdissements de la bouche, des doigts, grande faiblesse musculaire, pouvant aller jusqu'à la paralysie respiratoire et la mort par asphyxie
- ✎ diarrhéique: vomissements, nausées, diarrhées
- ✎ neurotoxique: diarrhées, vomissements, douleurs musculaires, angoisses, amnésie, transpiration

En France, de nombreuses zones du littoral sont régulièrement affectées par la présence de toxines diarrhéiques depuis 1984. La présence de toxines paralysantes est observée en Bretagne et en Méditerranée. Des toxines amnésiantes sont apparues récemment en Bretagne.

Beaucoup des responsables sont des Dinoflagellés dont la concentration jusqu'à plusieurs centaines de milliers par millilitre d'eau (ex.: *Dinophysis*, responsable des intoxication par les huîtres, toxique à partir de 200 cellules par litre d'eau). La stratification des eaux paraît être un facteur favorable. L'action sur les poissons entraîne des morts massives, en particulier dans les élevages où les poissons ne peuvent fuir les toxines (élevage de saumons, dorades...) En Norvège, il existe un réseau de surveillance des côtes pour diminuer les risques. Une nouvelle algue toxique, *Heterosigma carterae*, a été repérée en 1994 sur les côtes bretonnes; sa prolifération décime les élevages de poissons.

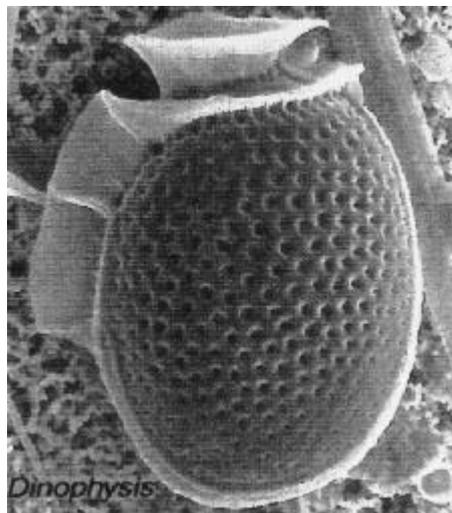


Figure 15c: *Dinophysis* (photo IFREMER)

La cause des proliférations planctoniques est principalement due aux apports sur les côtes de déchets industriels, domestiques et agricoles riches en nitrates et phosphates. Les dinoflagellés, plus souvent toxiques, sont favorisés par rapport aux diatomées dont le facteur limitant est le silicium dans l'eau (la teneur en Si n'augmente pas).

A Hong Kong, entre 1976 et 1986, la population du port a été multipliée par 6, la fréquence des marées rouges par 8.

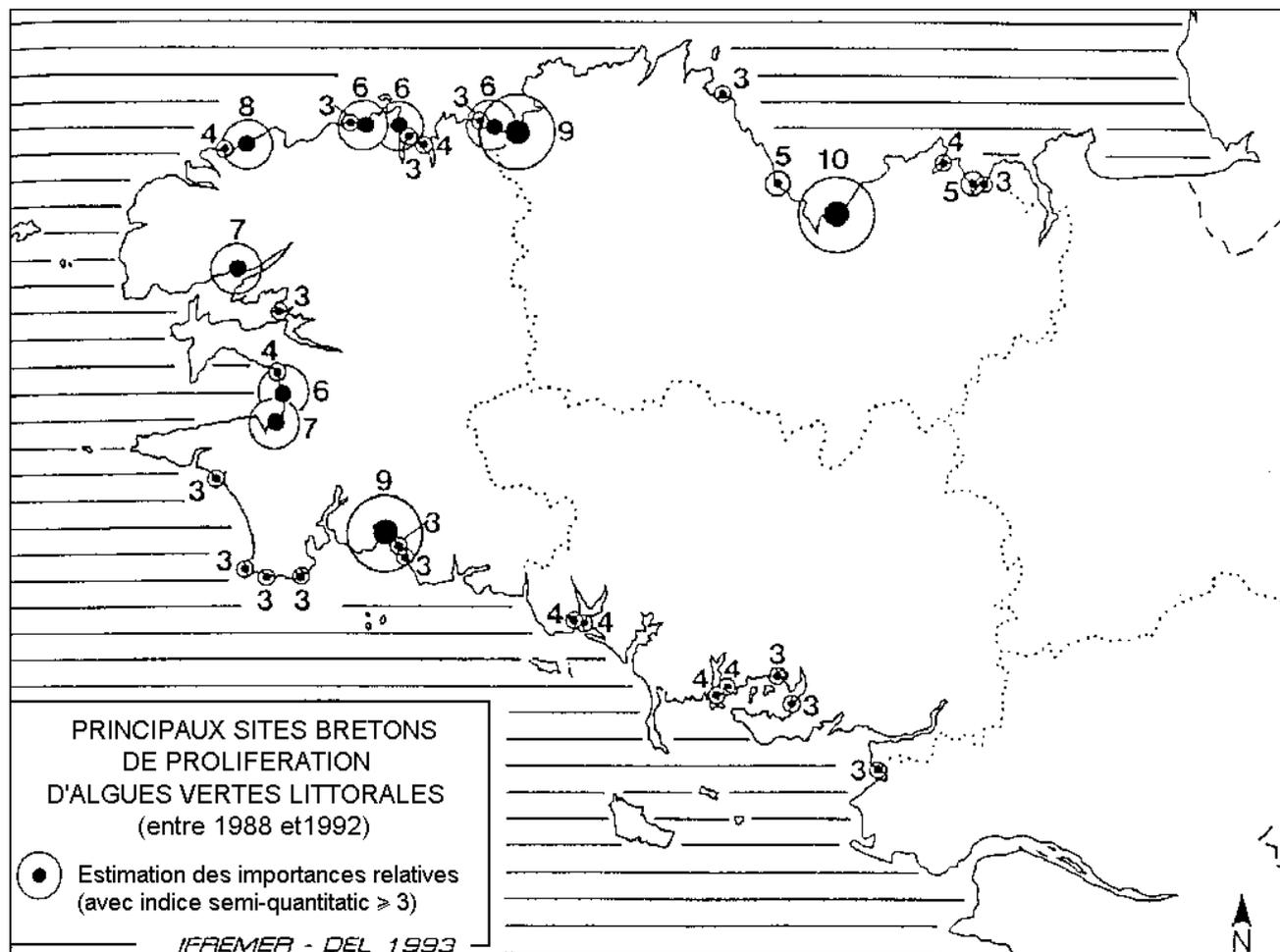


Figure 16: prolifération des algues vertes sur le littoral breton (d'après WATREMEZ et URVOIS). Comparer avec la teneur en nitrates des bassins versants (Figure 7)

6. QUALITE DES EAUX DE BAINNADE ET CONCHYLICULTURE

La directive européenne 76/160/CEE définit la qualité des eaux de baignade et des coquillages. La détermination de la qualité de l'eau s'appuie sur ses caractères bactériologiques et physico-chimiques.

Normes de qualité européenne : Directive 76/160/CEE /

Réglementation nationale : Décret 81-324 du 7 avril 1981 et Décret 91-980 du 20 septembre 1991 :

Toutes les eaux « pour lesquelles la baignade est habituellement pratiquée par un nombre important de baigneurs et où elle n'est pas interdite pour quelque raison que ce soit » sont concernées. Les prélèvements sont réalisés durant la **saison balnéaire** (en métropole, celle-ci dure 2 mois pour l'eau douce et 3 mois pour l'eau de mer) selon une fréquence en général bimensuelle.

Les analyses courantes portent sur le comptage des **germes test de contamination fécale** (coliformes fécaux, coliformes totaux et streptocoques fécaux).

Coliformes totaux : Valeur limite ou impérative : 10 000 / 100 ml. Valeur guide : 500 / 100 ml.

Coliformes fécaux : Valeur limite ou impérative : 2 000 / 100 ml. Valeur guide : 100 / 100 ml.

Streptocoques fécaux : Valeur guide : 100 / 100 ml.

Salmonelles : Valeur limite ou impérative : 0 / 1 l.

Entérovirus PFU : Valeur limite ou impérative : 0 / 10 l.

Les **paramètres physico-chimiques** entrant dans le cadre de la Directive sont, le pH, la coloration, la présence d'huiles, de tensio-actifs, de phénols, de résidus goudronneux et matières flottantes, la transparence ainsi que la présence de contaminants. Pour certains de ces paramètres, l'inspection se borne à une observation olfactive et visuelle.

Pour plus de 3 prélèvements durant la saison balnéaire (en métropole) : **A** (bonne qualité), **B** (qualité moyenne) correspondant à une qualité d'eau de baignade conforme, **C** (pollutions momentanées) et **D** (mauvaise qualité) correspondant à une qualité d'eau de baignade non conforme.

G : Valeurs Guides

I : Valeurs Impératives

A : Coliformes totaux : moins de 20 % des prélèvements > G moins de 5 % des prélèvements > I

Coliformes fécaux : moins de 20 % des prélèvements > G moins de 5 % des prélèvements > I

Streptocoques fécaux : moins de 10 % > G

B : Coliformes totaux : moins de 5 % des prélèvements > I

Coliformes fécaux : moins de 5 % des prélèvements > I

C : Coliformes totaux : plus de 5 % mais moins de 33,3 % des prélèvements > I

Coliformes fécaux : plus de 5 % mais moins de 33,3 % des prélèvements > I

D : Coliformes totaux : plus de 33,3 % des prélèvements > I

Coliformes fécaux : plus de 33,3 % des prélèvements > I.

Figure 17: Réglementation européenne et nationale et classement des plages

Quatre catégories de qualité sont définies:

catégorie A: eaux de bonne qualité

catégorie B: eaux de qualité moyenne

catégorie C: eaux pouvant être momentanément polluée

catégorie D: eaux de mauvaise qualité.

Les plages de la Manche orientale sont surtout classées en catégorie A et B. Le "pavillon bleu" identifiant les eaux de bonne qualité y reste encore rare. En 2002, il a été attribué à Quend Plage. A l'intérieur de la Baie de Somme, les eaux restent de qualité médiocre.

De la qualité sanitaire des eaux dépend celle des mollusques qui y vivent et qui concentrent les germes. La qualité des zones conchylicole est surveillée par un réseau de contrôle microbiologique. Les bactéries *Escherichia coli* sont utilisées comme indicateurs de contamination fécales des zones de production. Une contamination importante des coquillages en *E. Coli* indique un risque de présence de bactéries pathogènes comme les Salmonelles ou de virus comme celui de l'hépatite A. Le dispositif d'alerte est déclenché lorsque les normes définissant les classes de qualité sont dépassées, lorsque les risques

de contamination (rejets polluants, orages) sont importants ou en cas d'épidémie chez les consommateurs de coquillages.

Le littoral du Boulonnais est classé zone insalubre afin d'éviter toute livraison directe à la consommation humaine des coquillages. Une station de purification des coquillages a été mise en service pour rendre commercialisables les moules de la région. Les coques de la Baie de Somme sont également impropre à la consommation. Elles doivent séjourner dans une station de purification avant d'être commercialisées.

Production de moules sur le littoral Nord-Pas de Calais
moules d'élevage sur bouchots 300 tonnes valeur
moules d'élevage au sol 185 tonnes : 0,8 M
moules de pêche 153 tonnes : 0,6 MF

Production de coquillages sur le littoral de la Somme
coques 6 155 tonnes : 21,5 MF
moules d'élevage sur bouchots 748 tonnes : 5,
moules de pêche 359 tonnes : 2,5 MF

Figure 18: Production conchylicole en Manche orientale (Agence de l'Eau, 1994)

La directive européenne de 1976 est en cours de révision. Principales modifications:

- ✗ coliformes totaux (indicateurs peu fiables): recherche abandonnée
- ✗ streptocoques fécaux: recherche renforcée
- ✗ Salmonelles (non obligatoire dans la Directive): recherche supprimée
- ✗ entérovirus: les modalités de recherche se révèlent très coûteuses.
- ✗ polluants chimiques (ammoniaque, azote Kjeldahl, pesticides, métaux lourds, cyanures, nitrates, phosphates): : recherche supprimée sous prétexte qu'ils ne constituent pas un facteur de risque dans le cas d'une utilisation ludique de l'eau pour la baignade.

6 CONCLUSIONS

La mer, et plus particulièrement le littoral, apparaît comme le réceptacle de tous les polluants d'origine tellurique ou marine. La qualité des eaux du littoral est localement préoccupante et seule une politique globale peut remédier à la dégradation progressive du milieu marin. Un effort est fait à l'échelon européen qui se manifeste par des recommandations puis des directives contraignantes qui visent à limiter les sources de pollution: limitation de la pollution agricole (pesticides, nitrates), traitement plus poussée des eaux usées urbaines, des effluents industriels, des émissions aériennes polluantes, des émissions des moteurs à combustion interne (imbrûlés des diesels, super sans plomb). La limitation des sources de pollution ne peut se faire actuellement que sur le territoire et les eaux territoriales des pays de l'Union Européenne. Les pollutions d'origine marine (pétroliers libériens...) et aérienne (nuage radio-actif de Tchernobyl) échappent au contrôle.

En France, les Agences de l'Eau et les Comités de Bassin, regroupant les Agences et les Usagers, jouent un rôle déterminant dans le contrôle des pollutions à la source (primes à la dépollution, taxation des pollueurs...). Un effort particulier est fait sur les stations d'épuration des eaux usées (entretien, modernisation, augmentation de capacité des stations anciennes, implantation de nouvelles), la limitation de la pollution agricole (stockage, épandage des lisiers, traitement des rejets d'élevages industriels) et la promotion des technologies propres dans l'industrie.

Après des dizaines d'années d'inconscience et d'irresponsabilité, les résultats d'une telle politique ne peuvent pas être immédiat. Beaucoup de polluants restent stockés dans les sédiments, un simple dragage suffit à les faire réapparaître (comme la Lys et l'Aa). Néanmoins, la pollution actuelle semble ne plus augmenter, localement elle décroît, signe que les mesures prises sont efficaces. La qualité des eaux de baignade est un bon critère: le pari sera gagné le jour où le pavillon bleu flottera sur les plages de la Baie de Somme.

« The very survival of the human species depends upon the maintenance of an ocean clean and alive, spreading all around the world. The ocean is our planet's life belt. » J.Y. COUSTEAU (1980).

Références

ARNAL O. (1988) - Le littoral de la région Nord-Pas de Calais: qualité du milieu marin et apports de polluants à la mer. Rapp. IFREMER, Boulogne, 14 p.

BARBIER et al. (1986) - Le littoral de la région Nord - Pas de Calais. Qualité du milieu marin. Rapport IFREMER n° 3-1986, 147 p.

CHAUSSEPIED M. et al. (1989) - Le littoral de la région Nord - Pas de Calais. Apports à la

mer. Rapp. IFREMER, 146 p.

COMITE DE BASSIN ARTOIS-PICARDIE - Réunions du S.D.A.G.E, Groupe "Milieu Littoral", Rapports années 1993-94.

CLUNIE W.F. et HENDRICKS D.W. (1995) – Refuse pollution of seas and oceans. Wat. Sci. Tech., 32, n° 7, 13-23.

DDAS (1993) - Etat sanitaire du littoral de la Somme. 32 p.

DESPREZ M., RYBARCZYK H., WILSON P., SUEUR F., OLIVESI R. et ELKAIM, B. (1992) -b Biological impact of eutrophisation in the Bay of Somme and the induction and impact of anoxia. Nether. J. Sea Reasearch, 30, p. 149-159.

ELKAIM B. (1992) - Détermination des mécanismes de l'évolution biosédimentaire dans un estuaire macrotidal: la Baie de Somme. Concentration métallique dans les sédiments en Baie de Somme. Rapp. 5 p. GEMEL.

FREMY D. et M. (2001) - Quid. Robert Lafont.

GABRIELIDES G.P. (1995) – Pollution of the Mediterranean sea. Wat. Sci. Tech., 32, n° 9-10, 1-10.

GODFREE A.F. (1997) – Point sources discharges to bathing waters. European Commission, rep. EUR 17801 EN, 6-11.

GRUPE INTERMINISTERIEL D'ETUDE DES PROBLEMES DE POLLUTION DE LA MER (1973) - Pour une politique de lutte contre la pollution des mers. La Documentation Française, coll. Environnement.

LEROY J.B. (1992) - La pollution des eaux. Que sais-je? n° 983, P.U.F.

NEZAN E., BILLARD C. et PICLET G. (1995) - Une nouvelle algue toxique sur les côtes françaises. La Recherche, 26, p. 194-195.

RYBARCZYK H. (1993) - Processus d'eutrophisation et ses conséquences sur le peuplement d'un écosystème estuarien, un exemple en Manche orientale: la baie de Somme..Thèse , univ. Paris 6, 171 p.

RYBARCZYK H., DESPREZ M., DUCROTOY J.P., OLIVESI R., DEZESMONT R., JAMET F., ELKAIM B. (1993) - Dynamic of nutrients and faecal bacteria in a macrotidal estuary, the bay of Somme. Nether. J. Aquatic Ecology, 27, p. 395-404.

WATTREMEZ P. et URVOIS M. (1994) - Contribution à l'étude de la sensibilité des côtes bretonnes à l'eutrophisation. Rapp. B.R.G.M. p. 52-55.

AGENCE DE L'EAU -(1994) - Contre-Courant, n° 13, Arras.

LA RECHERCHE, 1994, n° 271 p. 1323 (effets des pesticides).

POUR LA SCIENCES (1994) - n° 204, oct. 94, p. 68.

IFREMER: plaquettes diverses

Sites internet

[IFREMER](#)

[Communauté Européenne](#)

[SHOM](#)

mise à jour: 5 juillet 2003

[Jacques.beauchamp
u-picardie.fr](mailto:Jacques.beauchamp@u-picardie.fr)



LES OCEANS

1. L'HYDROSPHERE

La majeure partie de l'eau à la surface de la terre est contenue dans les océans. On estime que ces derniers en possèdent près de 70 % . Le reste est contenu dans la croûte (près de 30 %), à l'état libre ou combiné aux silicates, et très accessoirement dans les glaces, les nappes aquifères, les rivières et les lacs, les organismes et l'air. L'ensemble de l'eau disponible à la surface du globe forme l'hydrosphère. Si cette eau était uniformément répartie à la surface du géoïde, elle constituerait une couche de 2,7 km d'épaisseur environ.

La profondeur moyenne des océans est de 3800 m. La surface totale couverte par les océans est de 71 % du globe. La part des océans par rapport aux continents est plus développée dans l'hémisphère sud.

réservoir	volume (km ³)
atmosphère	$< 2 \cdot 10^4$
organismes	$1,6 \cdot 10^5$
rivières et lacs	$5,1 \cdot 10^5$
sol et sous-sol	$5,1 \cdot 10^6$
glace	$2,3 \cdot 10^7$
écorce terrestre (eau libre et liée)	$6 \cdot 10^8$
océans	$1,37 \cdot 10^9$

Figure 1: répartition de l'eau dans le globe (d'après DEGENS, 1989)

2. CARACTERES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE L'EAU DE MER

Les océans de la planète communiquent et la composition de leur eau est chimiquement assez uniforme: on peut parler d'un seul océan mondial.

ion		gramme par litre
Sodium	Na ⁺	10,56
Magnésium	Mg ²⁺	1,27
Calcium	Ca ²⁺	0,40
Potassium	K ⁺	0,38
Strontium	Sr ²⁺	0,013
Chlorure	Cl ⁻	18,98
Sulfate	SO ₄ ²⁻	2,65
Bicarbonate	HCO ₃ ⁻	0,14
Bromure	Br ⁻	0,065
Fluorure	F ⁻	0,001
acide borique	H ₃ B0 ₃	0,026

Figure 2: principaux constituants de l'eau de mer (d'après DEGENS, 1989).

La teneur moyenne en sels est de 35 g/l. La quantité totale de sels contenus dans les océans est évaluée à $5 \cdot 10^{16}$ tonnes. Ce sont en majorité des chlorures, sulfates et carbonates de Na, Mg, Ca, K. Le mélange de ces électrolytes forme une solution tampon, ce qui explique que le pH de l'eau de mer soit constant et légèrement basique (pH = 8,2). Le CO₂ peut être ainsi absorbé, fixé à l'état de carbonate ou dégagé sans modification notable de pH. Le pH est déterminé par l'équilibre carbonates (CO₃⁻⁻)-bicarbonates (HCO₃⁻) et probablement aussi par l'action des silicates d'alumine: les acides volatiles dégagés par la croûte et le manteau seraient neutralisés par les bases produites par l'altération des roches magmatiques. Néanmoins certains auteurs admettent que l'augmentation récente du taux de CO₂ dans l'atmosphère, conséquence des activités humaines, se traduira par une plus grande dissolution de ce gaz dans l'eau des océans et corrélativement par une baisse du pH. L'origine des sels de l'eau de mer est à rechercher dans l'altération des roches de la croûte et les venues du manteau. Les eaux douces apportent une grande quantité de sels provenant de l'altération des roches du continent. Le long des rifts médio-océaniques se trouvent des émanations hydrothermales chargées de gaz et d'ions métalliques tandis que l'eau de mer circule et interagit avec les basaltes de la croûte océanique pour en extraire des électrolytes. La teneur en gaz dissous, en particulier celle de l'oxygène, dépend du contact avec l'atmosphère, de la température de l'eau et de l'activité biologique (plancton).

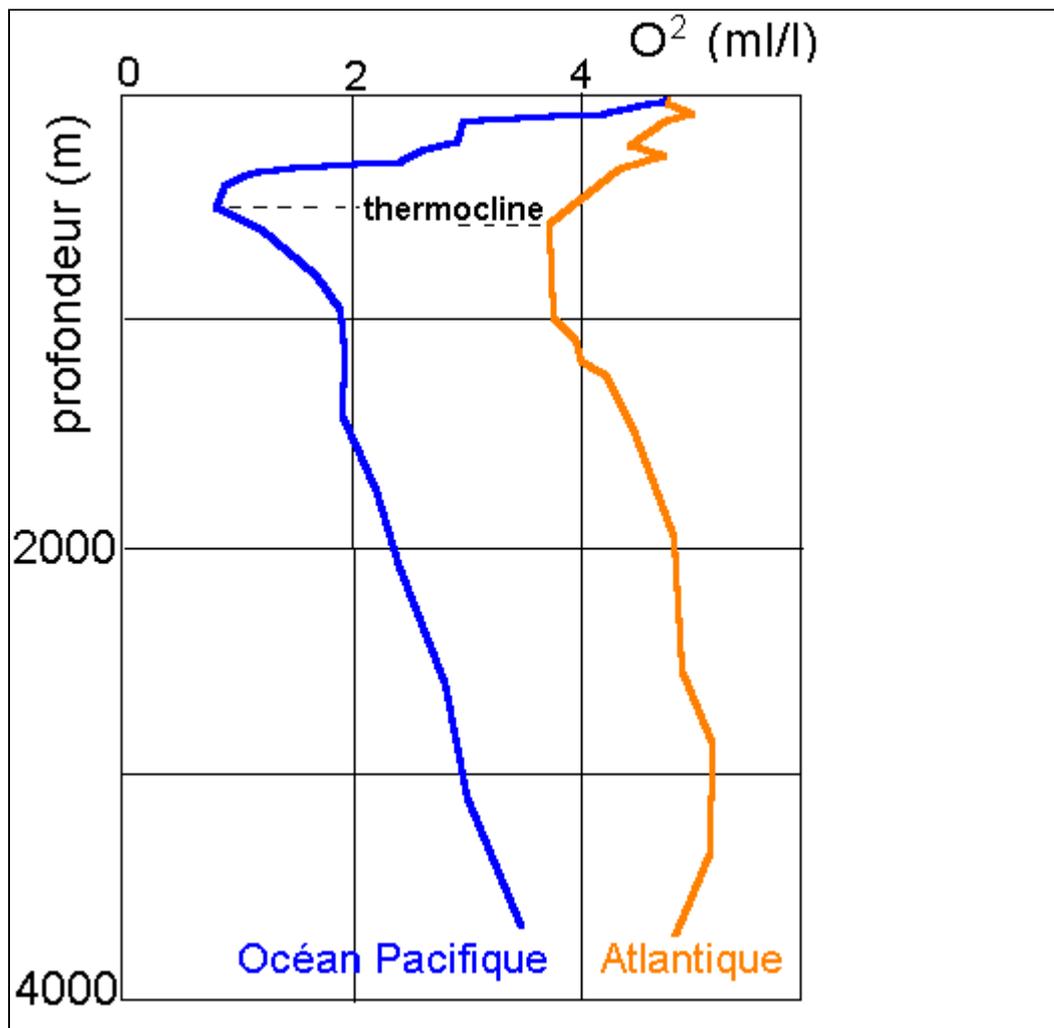


Figure 3: variation de la teneur en oxygène de l'eau de mer en fonction de la profondeur.

La salinité de l'eau est modifiée par les apports d'eau douce continentale et l'évaporation. Les eaux des mers communicant par des détroits avec l'océan montrent d'importantes variations de salinité: la Mer Noire est sous-salée du fait du fort apports d'eau douce des fleuves russes, la Méditerranée est sursalée (38 %) à cause de la forte évaporation: ses eaux plus denses se déversent au fond de l'Atlantique à travers le détroit de Gibraltar. Les variations superficielles de la salinité, fonction de la zone climatique, se stabilisent en profondeur.

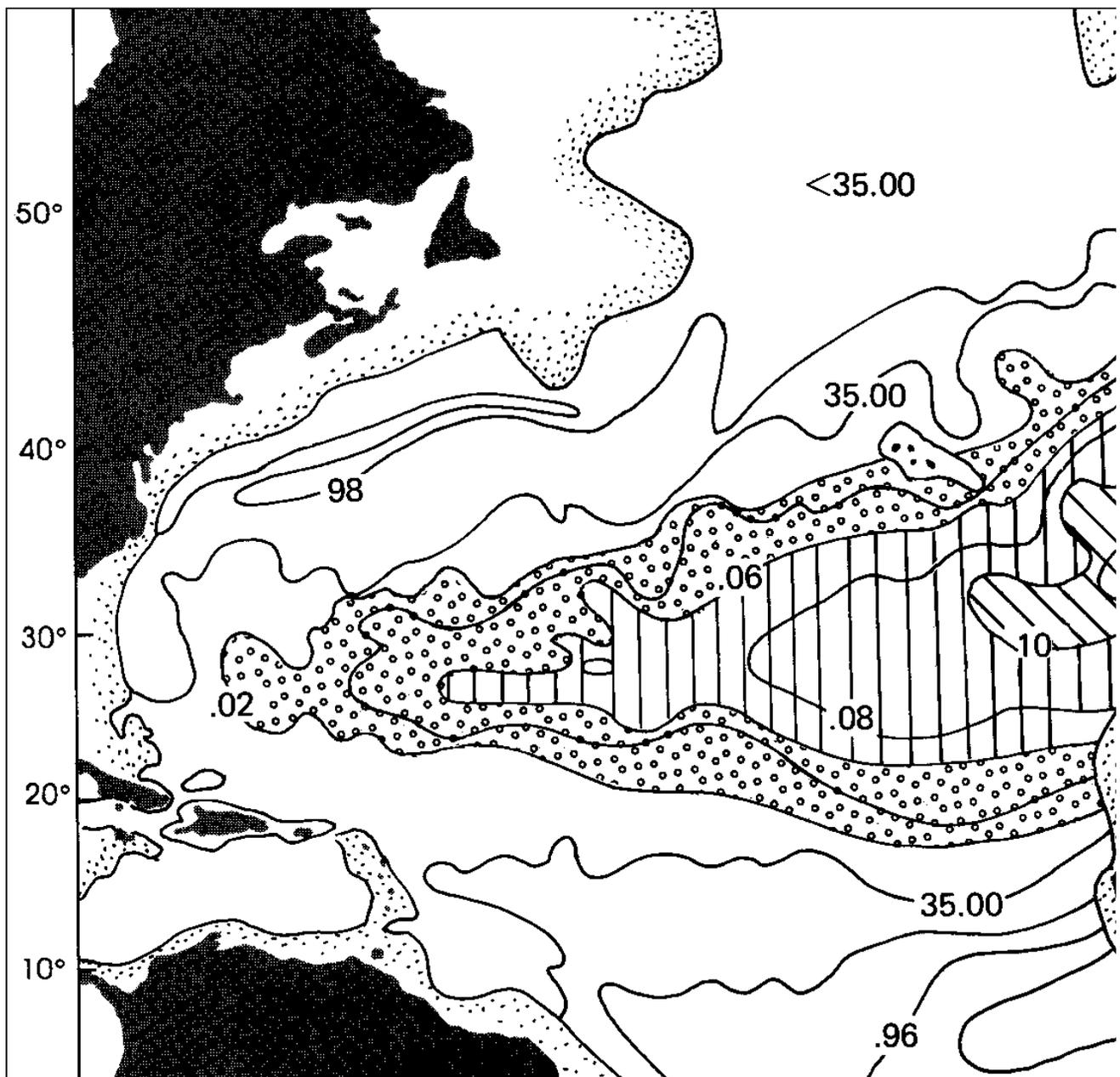


Figure 4 : déversement de l'eau salée de la Méditerranée dans l'Atlantique; salinité des eaux de surface.

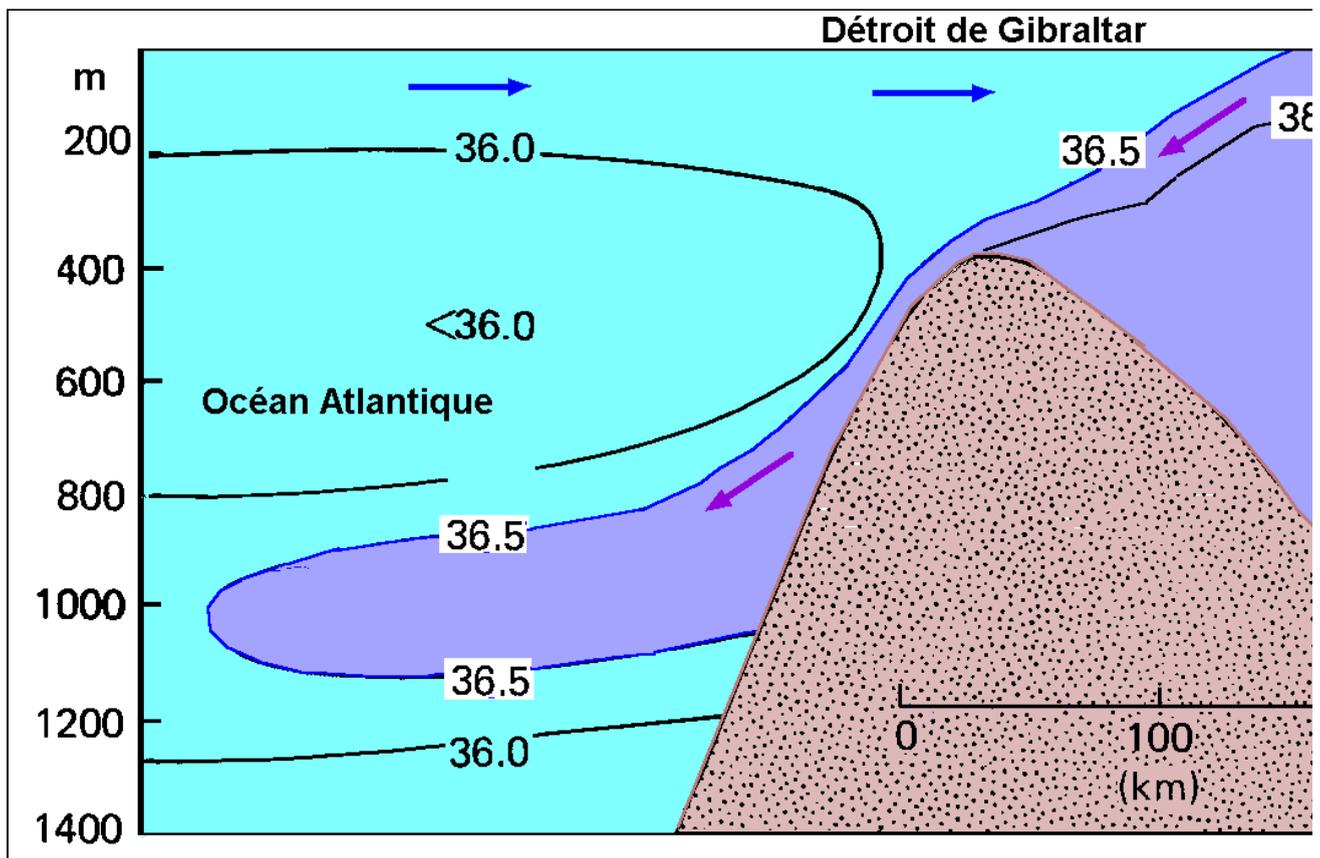


Figure 5 : déversement de l'eau salée de la Méditerranée dans l'Atlantique; profil au niveau du Déroit de Gibraltar (adaptée de KNAUSS, 1997).

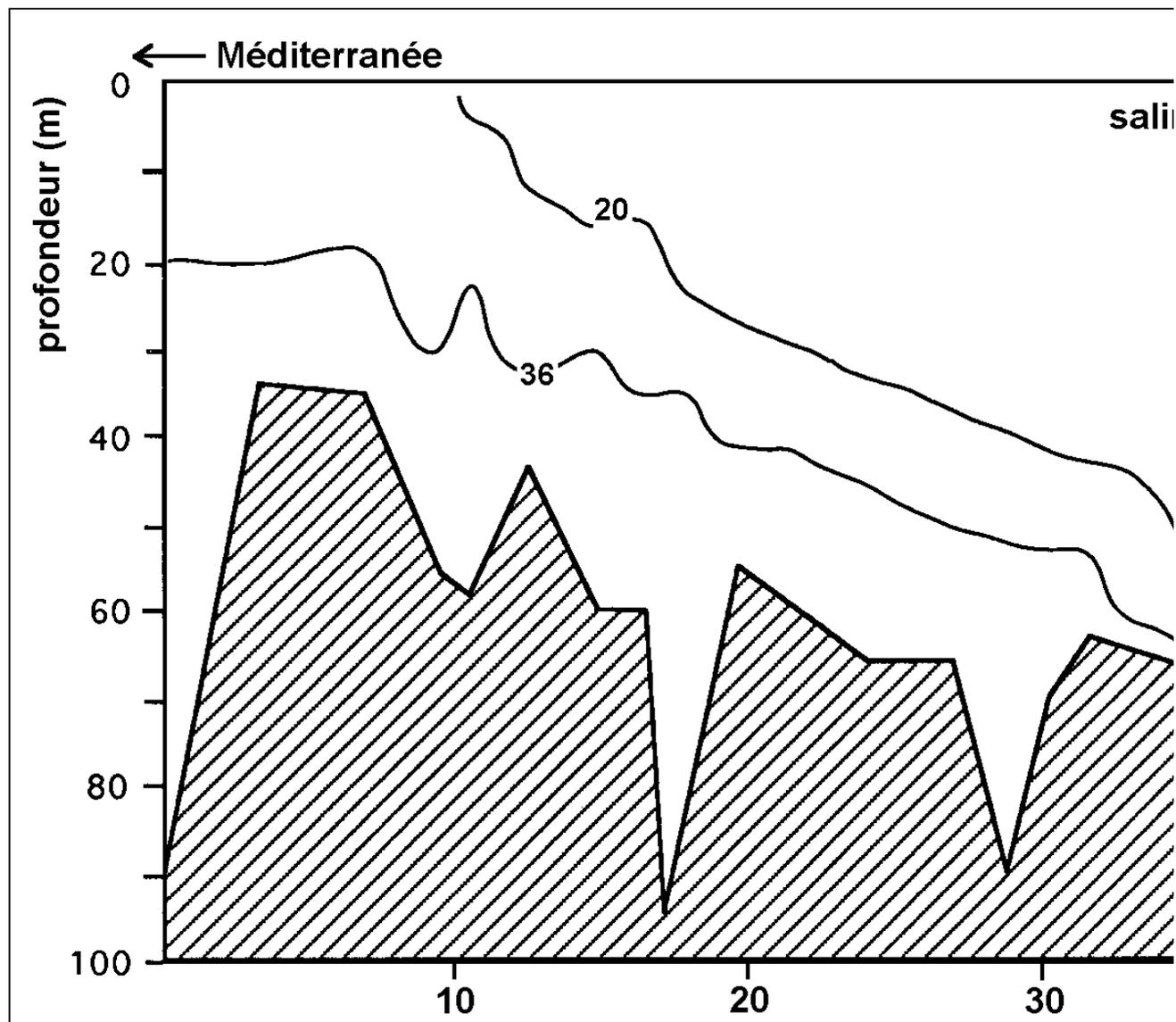


Figure 6: profil dans le Déroit du Bosphore; les eaux sous-salées de la Mer Noire surmontent celles plus salées de la Mer de Marmara en connexion avec la Méditerranée (adaptée de KNAUSS, 1997).

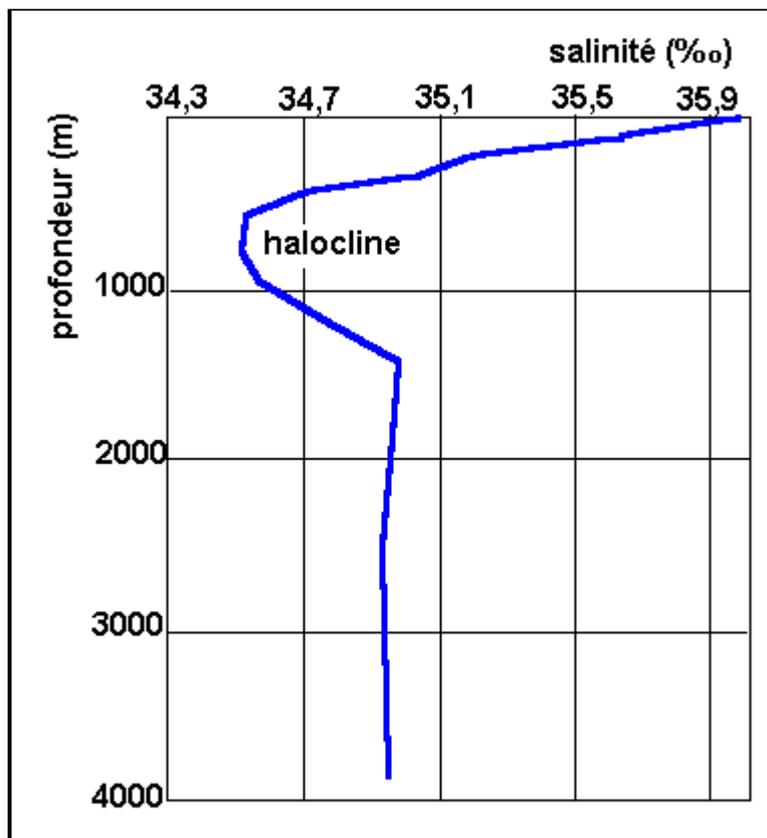


Figure 7: évolution de la salinité de l'eau de mer en fonction de la profondeur dans l'Océan Atlantique (région intertropicale).

La température des eaux de surface varie en fonction des saisons, des zones climatiques et des courants. L'eau froide plus dense s'accumule en profondeur. A partir de -2°C l'eau de mer superficielle gèle et forme une banquise: l'eau sous-jacente devient plus salée et s'enfonce. Il s'établit une limite de salinité ou halocline à une centaine de mètres de profondeur. L'eau moins salée et froide reste en surface. La température de l'eau des grands fonds océaniques est voisine de 2°C dans l'Atlantique Nord; elle augmente légèrement dans les grandes profondeurs (hydrothermalisme). D'une façon générale, la température des eaux superficielles des océans varient moins vite que celle des continents: la masse océanique joue un rôle régulateur dans les climats.

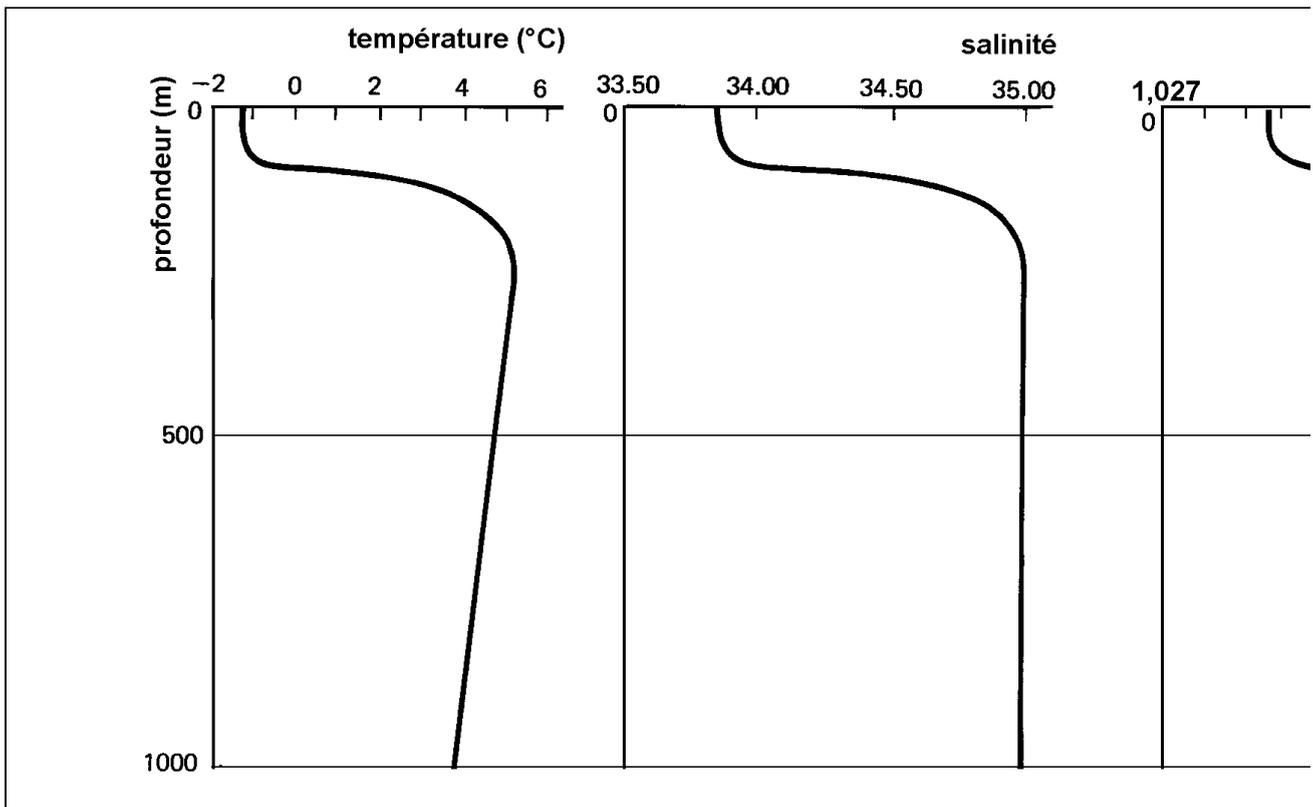


Figure 8: Variation de la température, de la salinité et de la densité des eaux marines dans la région polaire.

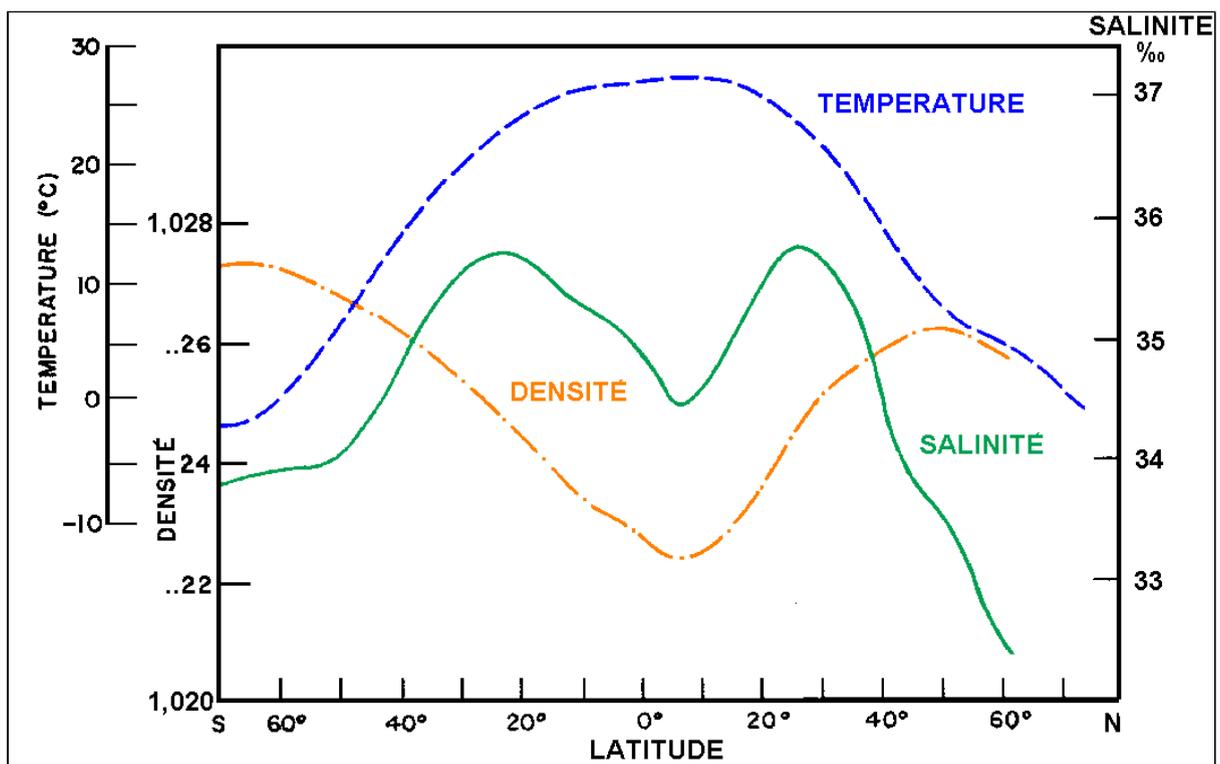


Figure 9: variation de la température, la salinité et la densité des eaux océaniques de surface en fonction de la latitude.

3. LES MOUVEMENTS OSCILLATOIRES

3.1 La houle

La houle est un mouvement oscillatoire des couches superficielles d'un corps d'eau provoqué par le frottement du vent sur la surface. La houle est d'autant plus forte que le vent est plus fort et frotte sur une plus grande distance (le « fetch »). Selon la théorie de Airy, les particules décrivent des orbites circulaires qui diminuent de taille avec la profondeur; il n'y a pas de transfert horizontal de matière. Lorsque la profondeur diminue, les orbitales s'écrasent en ellipses puis, du fait du frottement sur le fond, la vague déferle sur la plage: l'eau est animée d'un mouvement de va et vient.

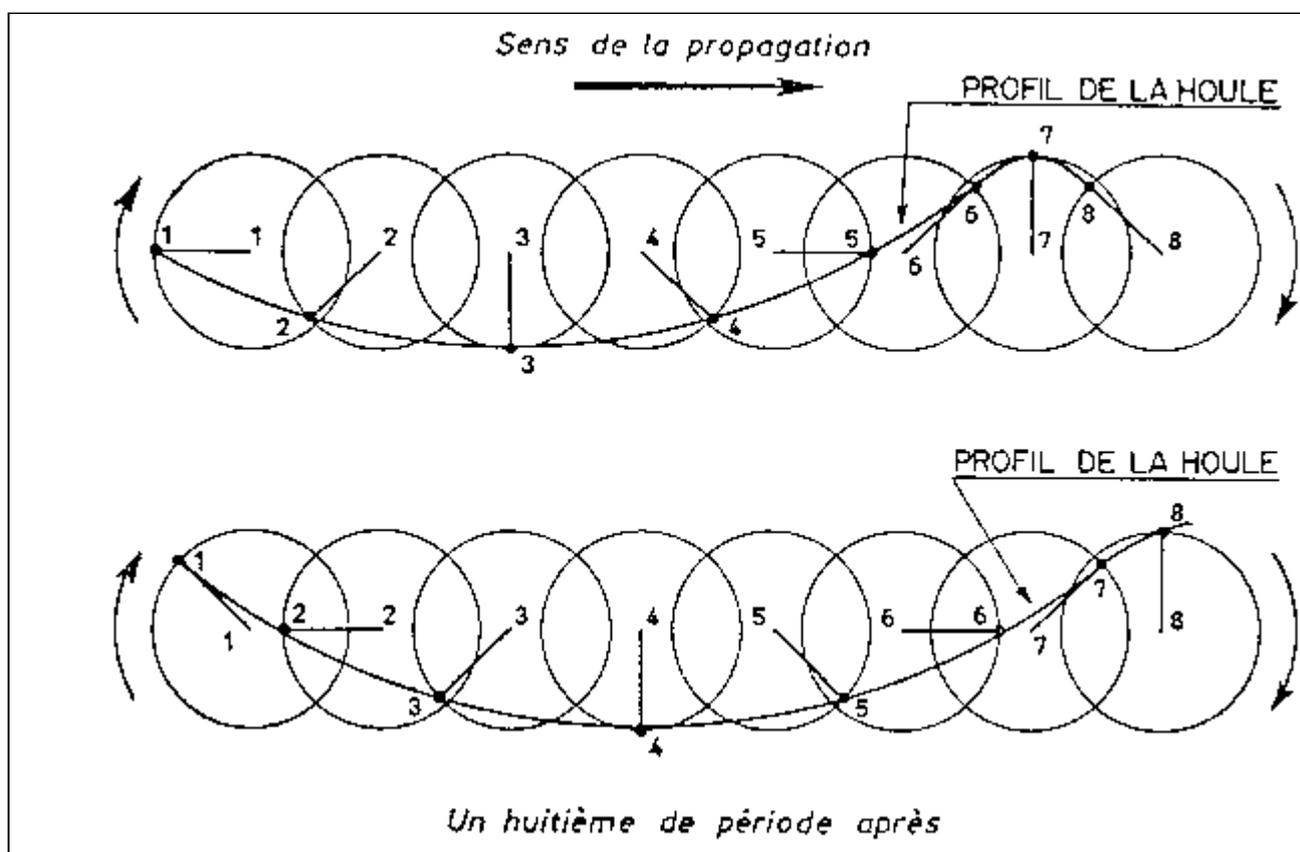


Figure 10: trajectoire des particules selon la théorie de Airy.

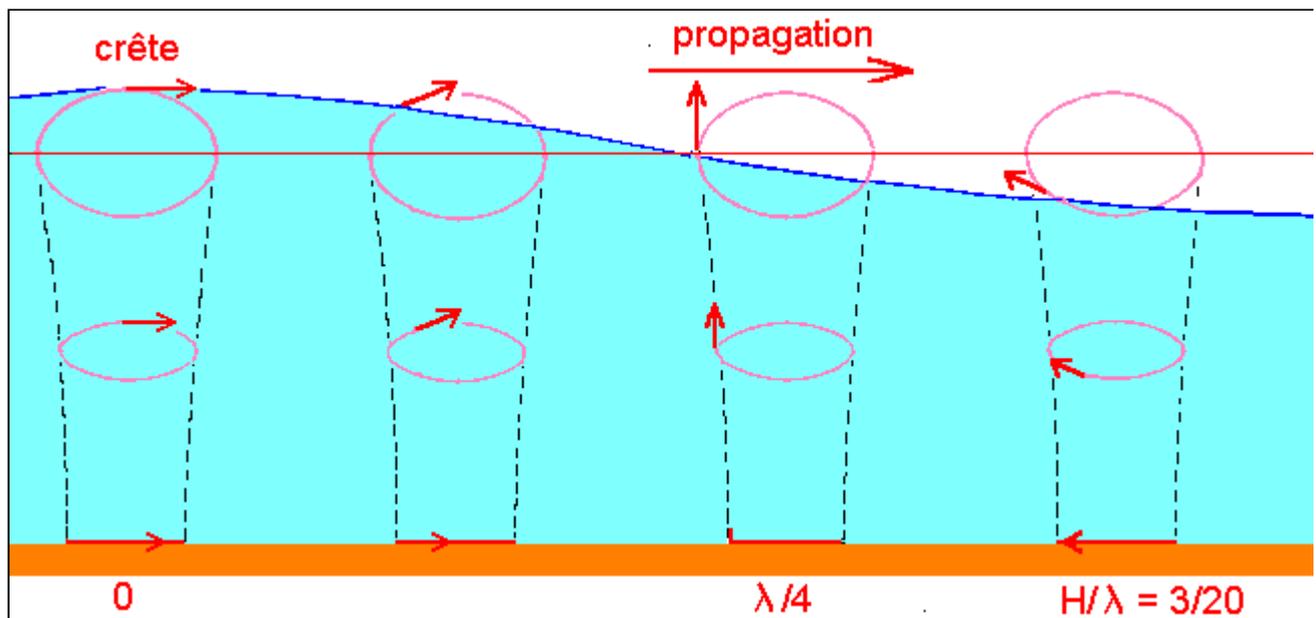


Figure 10b: modification de la forme des orbitales en zone peu profonde.

En réalité, en plus de l'oscillation, le frottement du vent entraîne la couche d'eau superficielle et crée des courants de surface qui suivent le trajet des vents dominants.

La période des vagues va de la seconde à trente secondes. Leur longueur d'onde est proportionnelle au carré de la période, de 1 m à plus d'1 km. Leur hauteur peut atteindre 30 m en Mer du Nord notamment: elles sont générées par un vent fort (30 m/s) soufflant pendant plus de 6 heures; leur période est de 15 secondes pour une longueur d'onde de 350 m et une vitesse d'une centaine de km/h. Les vagues de grande longueur d'onde peuvent traverser l'Atlantique.

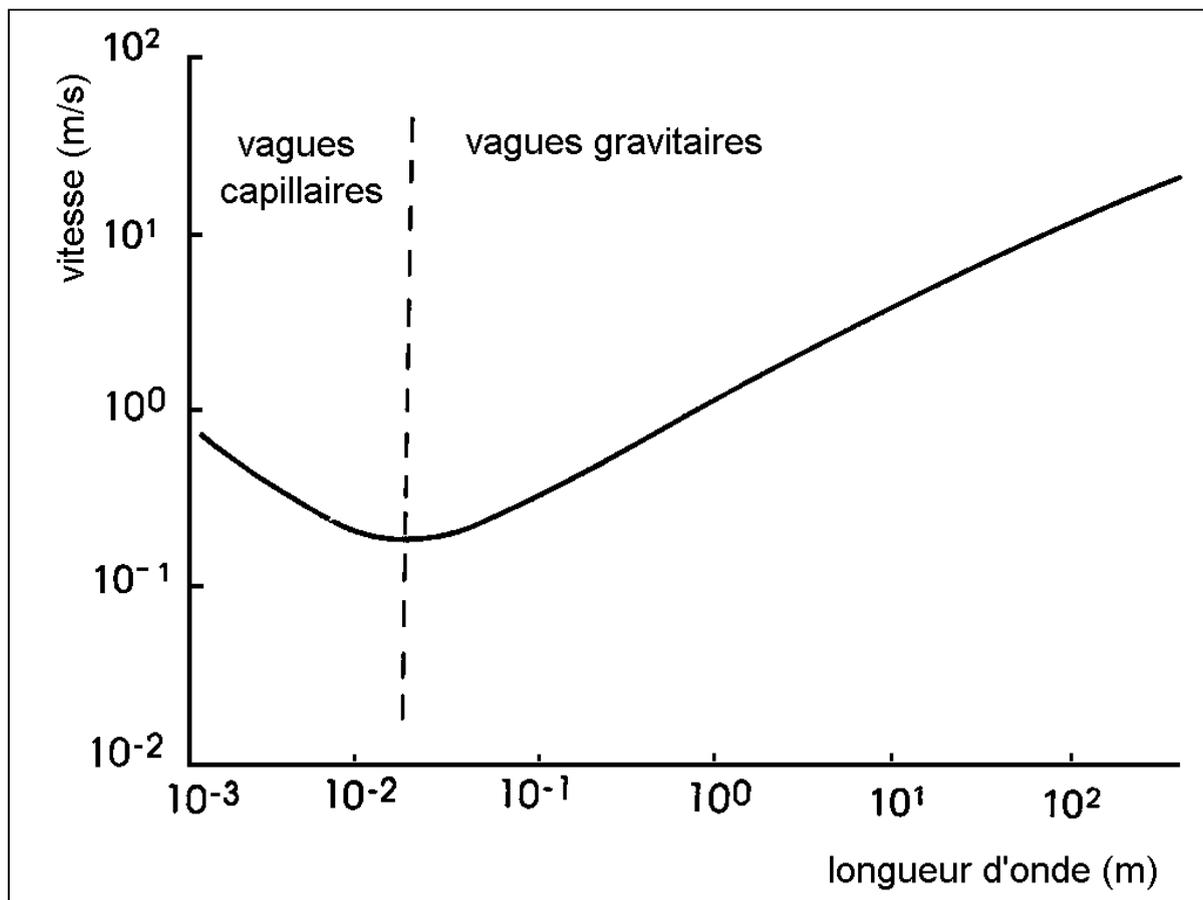


Figure 11 : relation existant entre la vitesse de propagation et la longueur d'onde d'une vague. Les vagues de faible longueur d'onde sont des vagues de tension superficielle ou vagues capillaires qui disparaissent lorsque la tension superficielle diminue: un film d'huile rend la mer lisse ("mer d'huile").

Les fronts d'onde produisent par réflexion une dérive littorales lorsqu'ils sont obliques à la ligne de côte.

3.2 Les marées

Les marées sont des variations globales du niveau des océans provoquées par l'attraction de la lune et du soleil. Comme la Terre tourne, l'eau des océans entre en oscillation selon une période généralement voisine de 12 heures (marées semi-diurnes). Un cycle de marée comprend une marée haute et une marée basse. L'amplitude moyenne à l'échelle du globe est de 0,50 m mais elle varie grandement selon les lieux sous l'action de la force de Coriolis, la forme et la profondeur du corps d'eau, la forme des côtes; elle dépasse 15 m en Baie de Fundy (Canada). Ces paramètres agissent également sur la période de la résonance du corps d'eau: localement, cette période est proche de 24 heures (marées diurnes du Golfe du Mexique). Dans un même lieu, l'amplitude de la marée varie au cours d'un mois lunaire (28 jours), en fonction de la position respective de la lune et du soleil. Quand la lune et le soleil ajoutent leur attraction (pleine lune et nouvelle lune), l'amplitude des marées est grande: ce sont les marées de vive eau. Quand les attractions se contrarient (premier et dernier quartier), l'amplitude est faible: ce sont les marées de morte eau.

L'amplitude de la marée, ou marnage, est évaluée à l'aide du coefficient de marée qui varie de 20 à 120. Sur la côte picarde, les marées de fort coefficient (vive eau) ont une amplitude qui peut atteindre

Ces courants sont produits directement ou indirectement par la différence du bilan radiatif solaire à la surface du globe. Les radiations solaires génèrent des vents qui peuvent entraîner la surface de l'eau par friction; le réchauffement ou le refroidissement de la masse d'eau, l'évaporation ou les précipitations changent la température et la salinité de l'eau et provoquent des changements de densité et donc des déplacements verticaux. Ces mouvements sont fortement influencés par la force géostrophique (déviation de Coriolis). Sous l'action des vents, les courants de surface tournent dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'hémisphère nord et à l'opposé dans l'hémisphère sud.

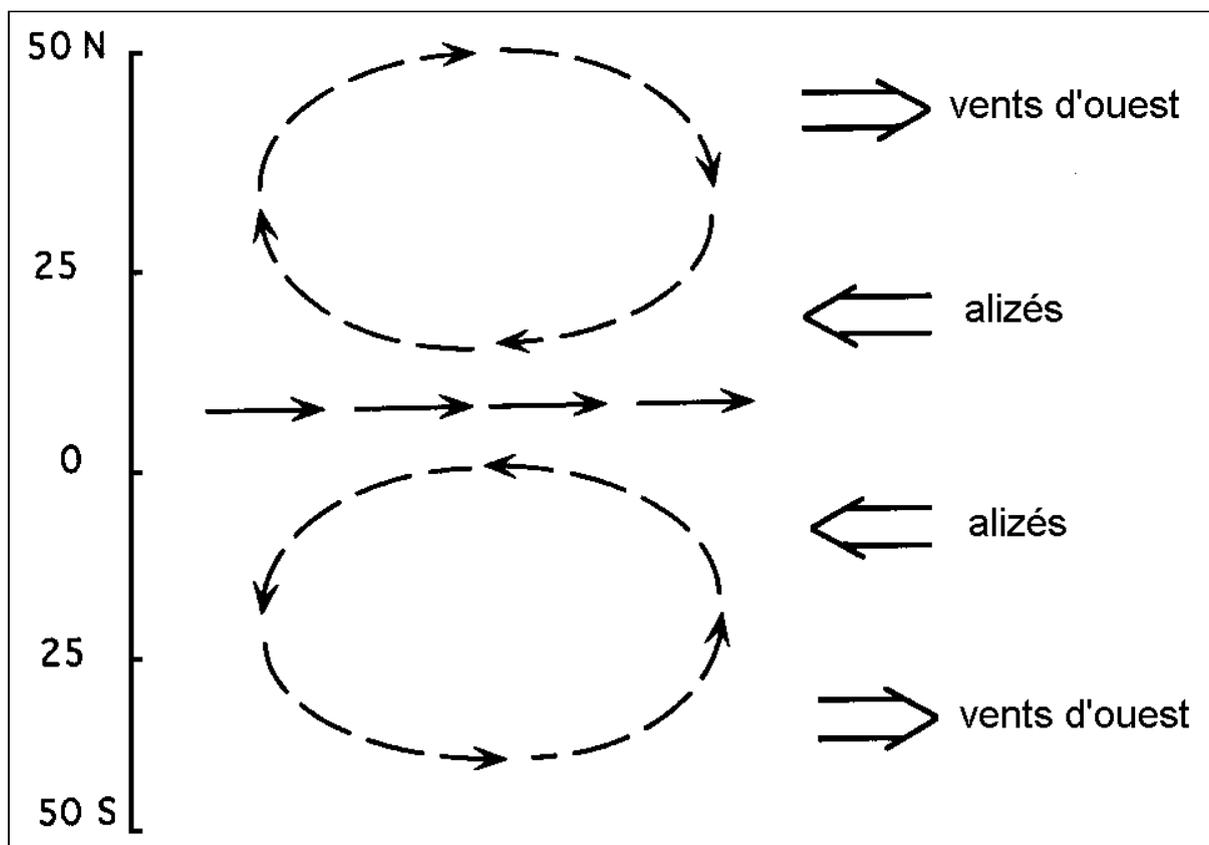


Figure 13 : principe de circulation océanique de surface.

La circulation océanique peut être subdivisée en deux composants: la circulation de surface et la circulation profonde.

Les courants de surface sont induits principalement par la circulation atmosphérique. Les grands vents zonaux, vents d'ouest et alizés en particulier, déterminent sous l'action de la force de Coriolis de larges systèmes circulaires centrés approximativement à 30° N et 30° S. Ces courants circulaires tournent dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord, et en sens inverse dans l'Atlantique Sud, le Pacifique Sud et l'Océan Indien. La rotation de la Terre déplace ces systèmes vers la bordure ouest des océans: les courants y sont les plus forts (par exemple le Gulf Stream est plus puissant que le courant des Canaries) et transportent des eaux chaudes, transférant ainsi la chaleur des zones équatoriales vers les pôles.

L'action du vent sur la surface de l'eau est transmise aux couches d'eau plus profondes avec diminution progressive de la vitesse du courant induit. Mais, du fait de l'action de la force de

Coriolis, la déviation vers la droite ou la gauche, selon l'hémisphère, est de plus en plus sensible jusqu'à ce que les couches profondes se déplacent en sens inverse de celles de la surface: c'est la spirale d'Ekman qui se poursuit à plusieurs centaines de mètres de profondeur. Le déplacement moyen de l'eau est à 90° à droite du vent.

Sous l'action des vents, les courants de surface tournent dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'hémisphère nord et à l'opposé dans l'hémisphère sud. La déviation due à la force de Coriolis produit l'accumulation de l'eau à l'intérieur des circuits; la hauteur peut atteindre 30 cm. Cette surcharge entraîne un bombement de la surface, donc une différence de pression et le déplacement de l'eau en surface et sa descente en profondeur. Sous vents cycloniques, c'est une dépression qui apparaît au centre du circuit et les eaux profondes remontent ("pompage d'Ekman").

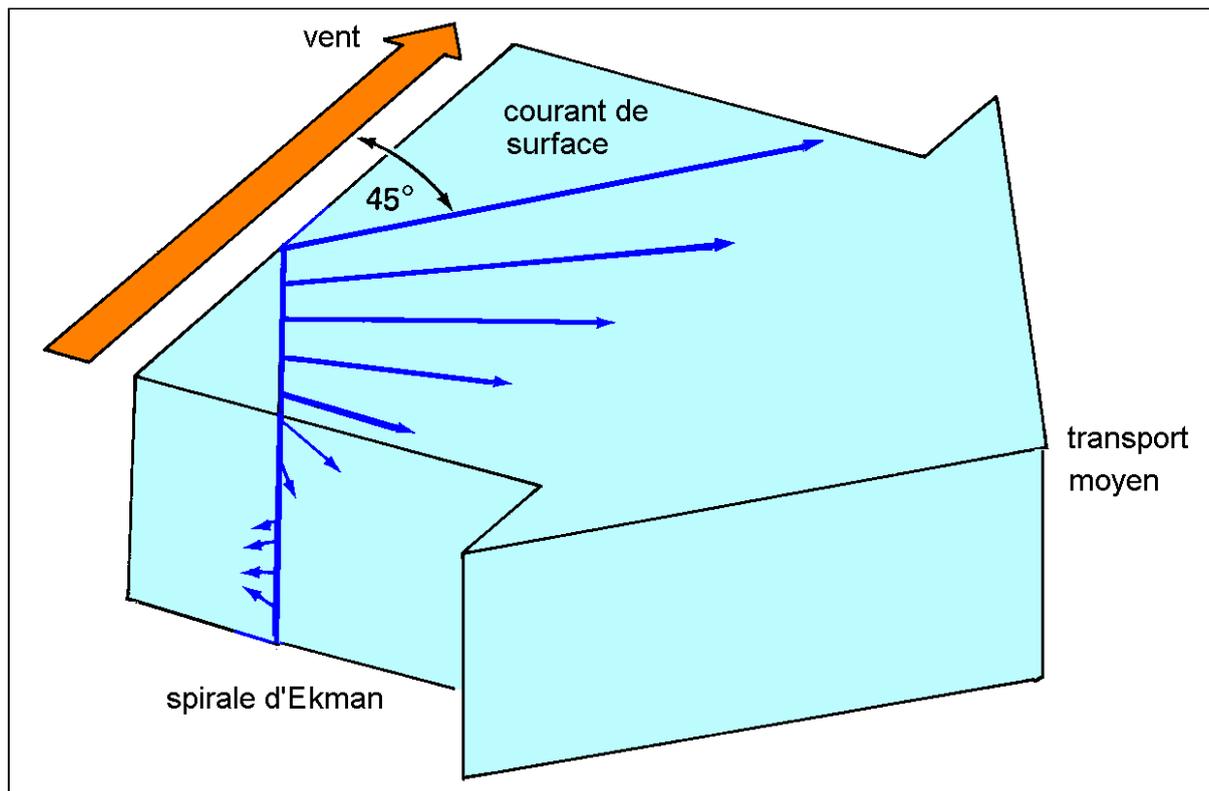


Figure 14: la "spirale d'Ekman": le courant de surface est à 45° et le déplacement moyen de l'eau est à 90° à droite du vent dans l'hémisphère nord.

La vitesse des courants océaniques atteint plusieurs noeuds à la surface; avec l'action des vagues, ils provoquent le brassage de l'eau superficielle: on estime que la zone photique est entièrement brassée en 50 ans. En profondeur, ces courants sont beaucoup plus lents: les eaux profondes ont un période de renouvellement de 500 ans.

Les courants de densité, provoqués par les variations de température et de salinité, sont les principaux agents de mélange des eaux océaniques. En coupe, l'océan comporte 3 couches :

- (1) une couche superficielle bien mélangée sous l'action du vent, d'une centaine de mètres d'épaisseur;
- (2) une zone montrant un gradient décroissant de température, la thermocline, qui agit comme une couche stratifiée stable limitant les transferts d'eau dans le sens vertical;
- (3) au delà de 1000 m de profondeur environ, une masse d'eau profonde ayant une température et une salinité plus uniforme.

Plusieurs masses d'eau profonde ont été identifiées en fonction de leur température et leur salinité. Les eaux de fond de l'Antarctique (AABW), à $0,5^\circ\text{C}$ et 34,7 pour mille de salinité, s'écoulent le long

de la pente antarctique depuis la mer de Weddell jusqu'à l'équateur. Dans l'hémisphère nord, les mers de Norvège et du Groenland fournissent les eaux profondes nord-atlantiques (NADW) à 2°C et 34,95 pour mille de sels.

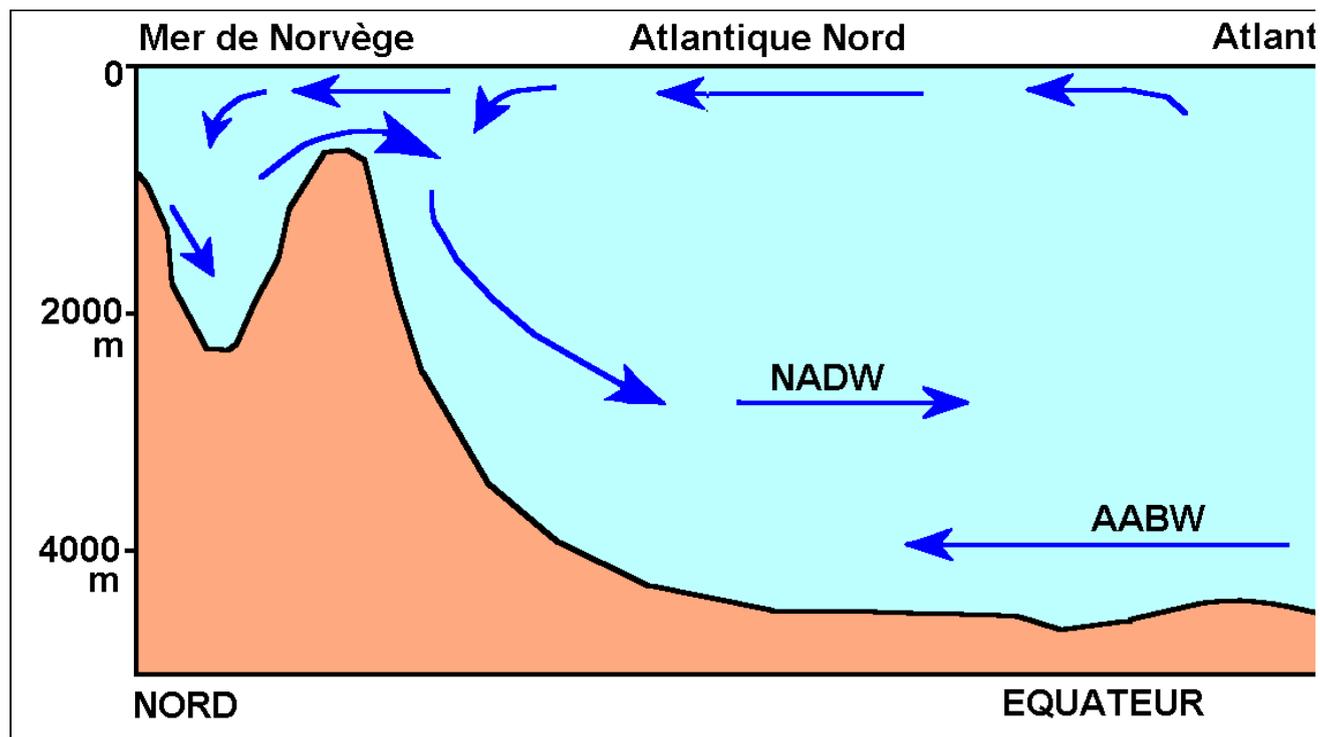


Figure 15: Principe de la circulation en surface et en profondeur dans l'Atlantique:
NADW: North Atlantic Deep Water; AABW : Antartic Bottom Water

Ces masses d'eau profondes acquièrent leurs caractères en surface suite à l'évaporation, les précipitations et l'arrivée d'eaux douces continentales, la congélation de l'eau de mer. L'installation d'une banquise produit le même effet que l'évaporation (augmentation de la salinité et de la densité de l'eau non gelée qui s'enfonce).

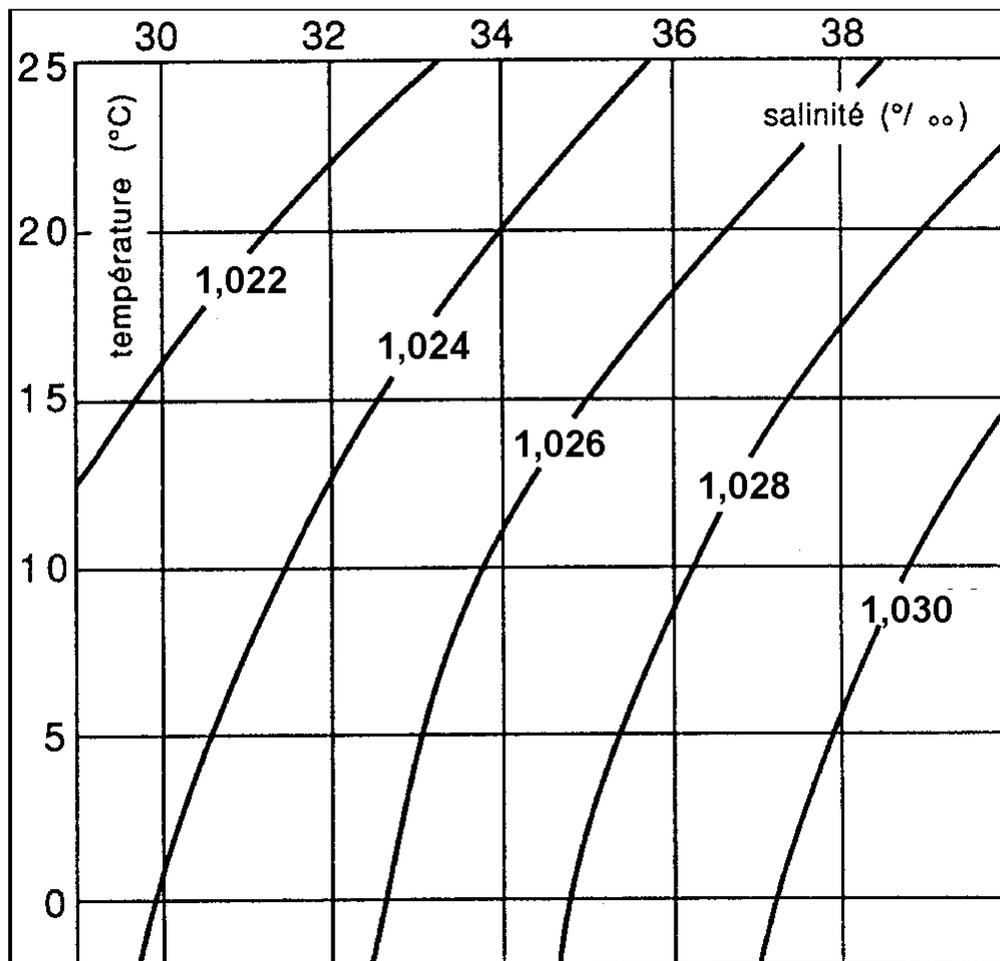


Figure 16 : Densité de l'eau de mer en fonction de sa température et sa salinité.

L'ensemble des eaux océaniques se déplace lentement sur le globe en un cycle dont la durée est estimée à un millier d'années: c'est la circulation thermohaline. Les eaux chaudes se déplacent en surface, elles se refroidissent dans les hautes latitudes et s'enfoncent en profondeur où elles suivent le trajet inverse. L'écoulement des eaux froides et profondes dans l'Atlantique Nord est évalué à 15 Millions de m³/s.

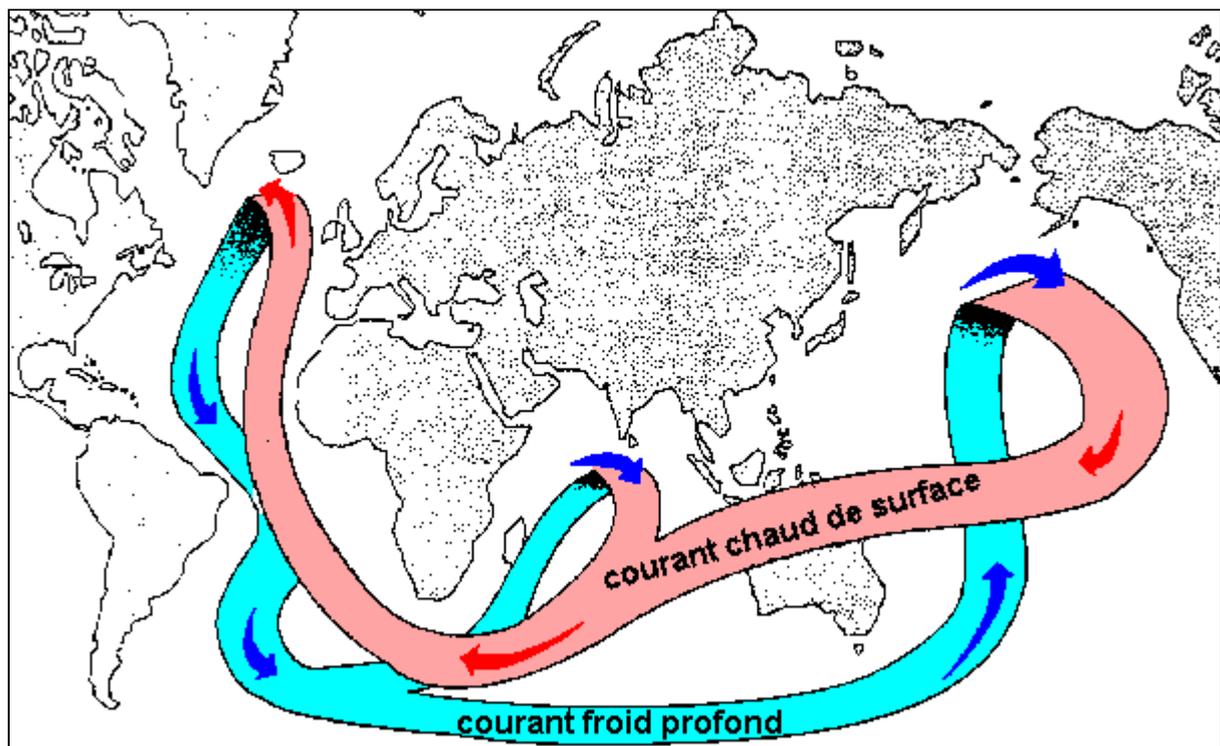
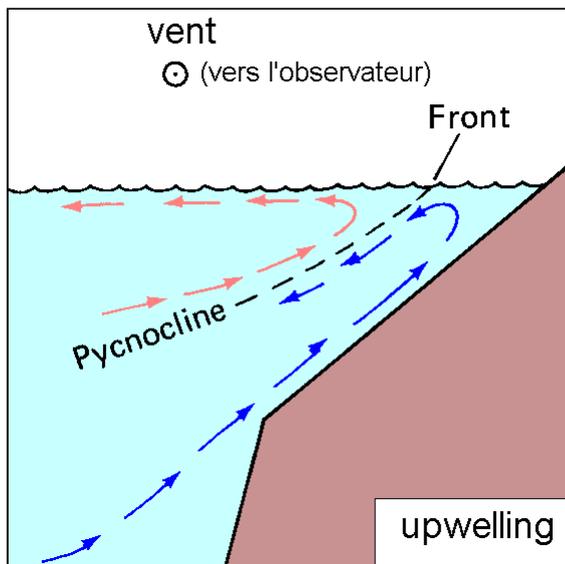


Figure 17: principe de la circulation thermo-haline.

Les courants de surface rassemblent les eaux en des points de convergence où elles se mélangent et s'enfoncent en fonction de leur densité. Localement, des eaux profondes remontent à la surface (courant d'upwelling) sous l'effet de la venue de nouvelles masses d'eau froide qui s'enfoncent et de l'action de la force de Coriolis qui dévient les courants longeant les côtes ouest vers le large. Les eaux s'accumulent ainsi vers l'Ouest, le déficit à l'Est est comblé par la remontée des eaux profondes, même sous l'équateur. Dans ce circuit le rôle joué par les eaux polaires froides est fondamental pour la vie: ce sont elles qui apportent l'oxygène en profondeur. On comprend qu'un réchauffement climatique puisse entraîner l'arrêt de cette circulation profonde, la stratification des eaux et l'anoxie (par exemple l'évènement anoxique du Crétacé s'est traduit par une mortalité en masse et le dépôt de sédiments noirs réduits, les black shales).

Les courants d'upwelling remontent en surface des eaux froides riches en éléments minéraux nutritifs et favorisent la prolifération du plancton et donc des poissons: c'est le cas des zones de pêche au large de l'Afrique nord-occidentale (Sénégal, Mauritanie). Ces eaux profondes sont enrichies en phosphore qui est un facteur limitant pour le développement des organismes. D'ailleurs, de grands gisements de phosphates sédimentaires sont mis en relation avec d'anciennes zones côtières approvisionnées par des



courants d'upwelling (phosphates marocains).
La télédétection est particulièrement bien adaptée pour mettre en évidence ces courants d'upwelling.

Figure 18 : principe de l'upwelling

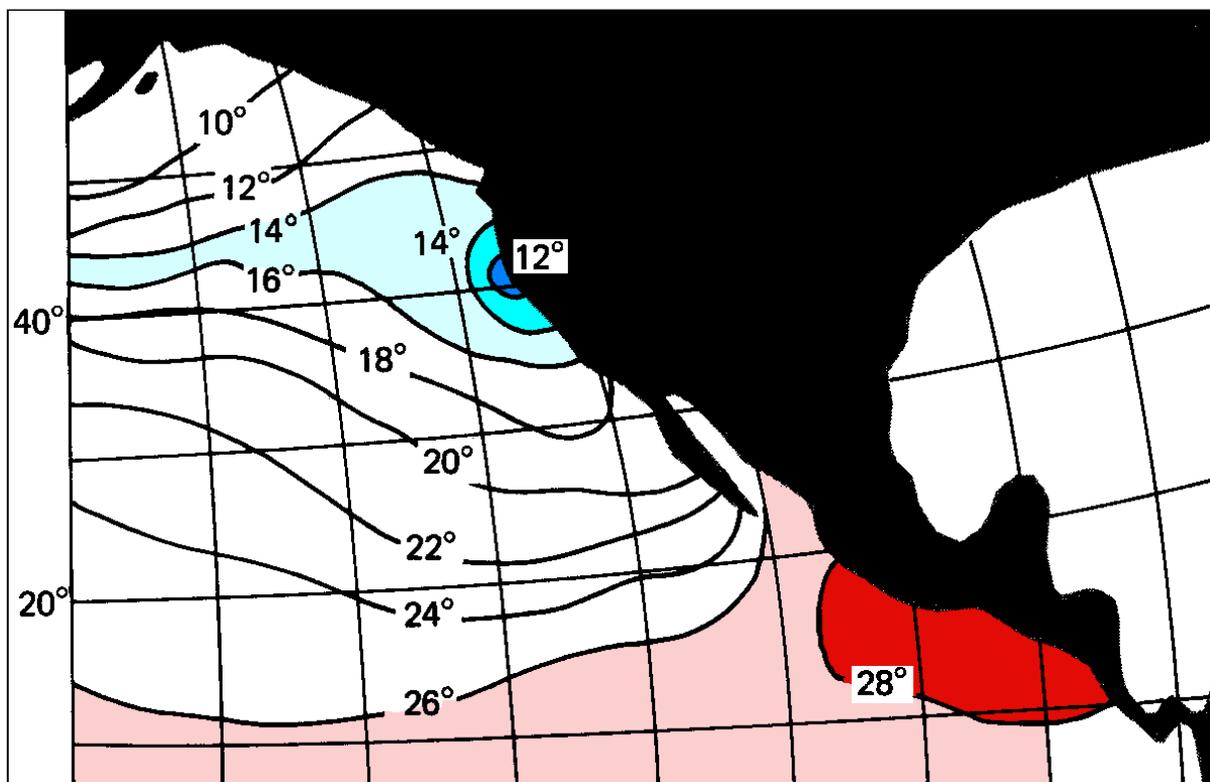


Figure 19 : température des eaux de surface. Les eaux froides remontent au large des côtes de Californie (upwelling); les eaux sont très chaudes le long des côtes d'Amérique centrale en région équatoriale.

Dans les régions tropicales Nord et Sud, les alizés génèrent des cellules de courants circulaires anticycloniques qui convergent vers l'équateur. Les eaux s'accumulent vers l'Ouest, ce qui engendre

un contre-courant équatorial dans le sens Ouest-Est. Le Gulf Stream au Nord dans l'Atlantique est une branche de ce circuit. Il débite environ 90 Millions de m³/s et se poursuit au Nord par la dérive Nord Atlantique. Le Kuro Shio en est l'équivalent pour le Pacifique Nord. Dans l'hémisphère Sud, les branches sud des circuits anticyclonique forme le courant circumpolaire antarctique.

5. LE COUPLAGE ATMOSPHERE-OCEAN

L'atmosphère interagit avec l'océan de multiples manières; il influence son contenu biologique et ses caractéristiques physico-chimiques; il provoque directement ou indirectement ses mouvements. Les échanges gazeux à l'interface air-eau de mer concernent aussi bien l'oxygène, le dioxyde de carbone que l'azote. Les échanges sont facilités par les aérosols. Les gaz dissous sont libérés par l'évaporation de l'eau de mer. Leur perte est compensée par la dissolution des gaz de l'air à la surface de l'eau. Les bulles servent de véhicules aux échanges; les aérosols génèrent des cristaux de sels, qui jouent le rôle de nucleus pour les gouttes de pluie, et des cristaux de glace dans l'atmosphère; ils transportent un grand nombre d'éléments chimiques jusque sur les continents (on estime à 20 kg/ha la quantité d'éléments d'origine marine apportés au continent; ceux-ci proviennent de la surface où ils ont été concentrés par le plancton).

La température est le facteur majeur pour le contrôle de la solubilité des gaz. L'oxygène et le dioxyde de carbone ne sont pas en solution saturée dans l'eau de mer; leur teneur varie en fonction de l'activité biologique : respiration, photosynthèse et pour le CO₂ formation et dissolution des squelettes calcaires.

Les vents sont les vecteurs également des poussières et des polluants (hydrocarbures, PCB) du continent à la mer. Les échanges entre l'atmosphère et l'océan ont un effet important sur le transfert de chaleur entre l'équateur et les pôles, donc sur le bilan radiatif de la Terre.

Du point de vue thermodynamique, l'atmosphère et l'océan constituent un système couplé. L'océan est un réservoir de chaleur, à cause de la forte capacité calorifique de l'eau (inertie thermique): il suffit de comparer l'amplitude thermique d'un climat océanique à celle d'un climat continental. L'océan absorbe plus de chaleur solaire que l'atmosphère. La chaleur est distribuée sur l'ensemble du globe par les courants marins. L'océan échange de la chaleur avec l'atmosphère par rayonnement (Infra-Rouges longs), par conduction (selon la différence de température entre les deux milieux) et par évaporation, ce qui détermine des zones de haute ou de basse pression dans l'atmosphère et donc des vents. Les vents transfèrent à l'océan la moitié de leur énergie par frottement; ils induisent les courants océaniques de surface, qui transfèrent la chaleur à l'atmosphère sous d'autres latitudes. Le couplage est permanent. Il existe une grande analogie entre les circuits de l'eau de mer et de l'atmosphère: il suffit de comparer les circulations océaniques et atmosphériques dans l'Atlantique.

Le couplage océan-atmosphère produit des fluctuations périodiques des vents et des courants.

Dans l'Océan Indien, les vents et les courants sont renversés 2 fois par an: c'est le phénomène de la mousson provoqué par la fermeture septentrionale de l'océan par le continent asiatique.

Dans le Pacifique équatorial, le phénomène El Nino se produit tous les 2 à 10 ans vers Noël.

Des fluctuations dans le transport de chaleur par les courants marins vers les pôles ont une période d'une dizaine d'années. Si les courants diminuent, le contraste de température augmente entre l'équateur et les pôles; les vents se renforcent et les courants s'accroissent. Les fluctuations dans le débit du Gulf Stream ont probablement des conséquences sur le climat de l'Europe.

6. ROLE DE L'OCEAN DANS LA REGULATION DU CLIMAT

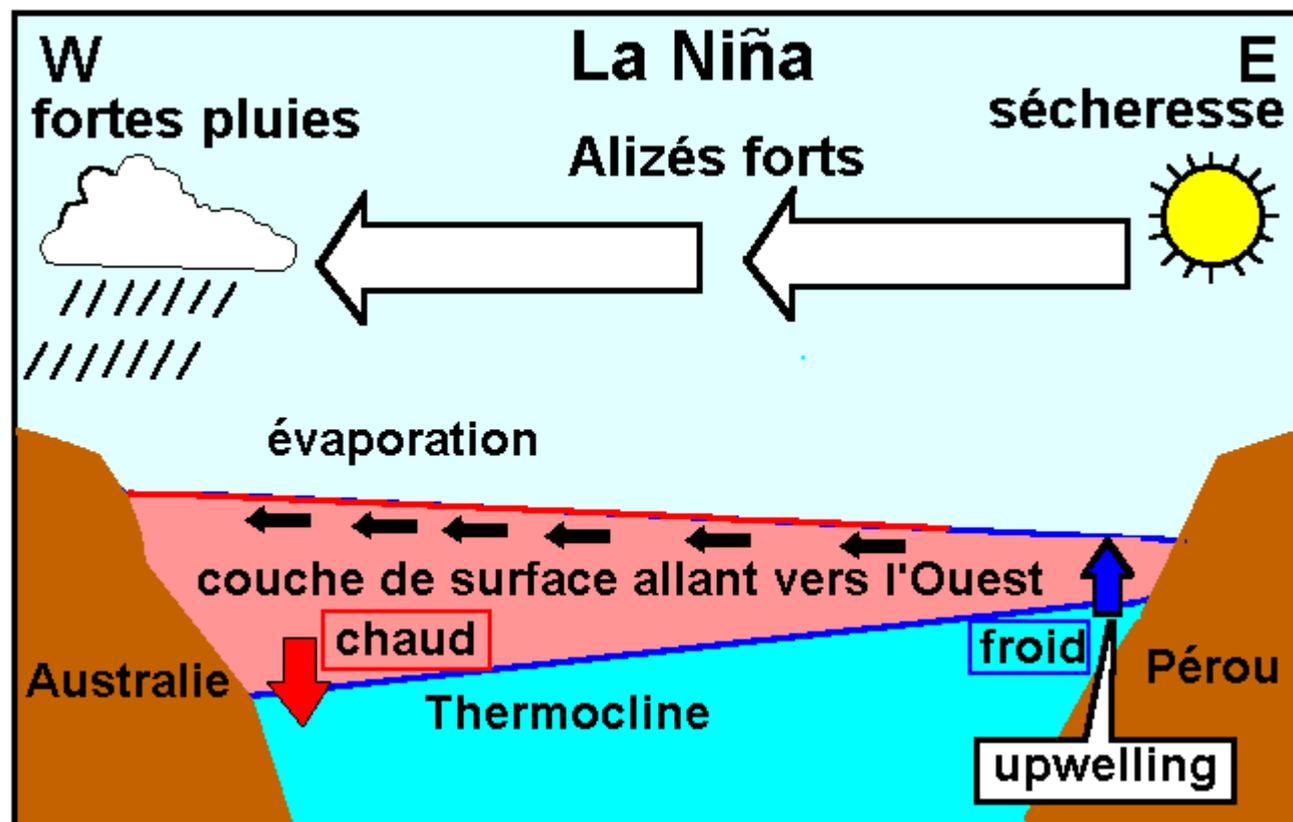
L'océan mémorise les conditions atmosphériques par la température et la salinité des eaux de surface mise au contact de l'atmosphère. Le temps de réponse et la conservation de l'information dépendent de la latitude.

6.1 Basses latitude (équateur)

temps de réponse court, oscillation du système air-océan sur une période de 2 à 10 ans environ: phénomène El Niño.

situation normale (La Niña): dans la zone équatoriale du Pacifique, les alizés souffant de l'Est entraînent les eaux superficielles chaudes vers l'Ouest tandis que les eaux froides profondes remontent au niveau des côtes du Pérou. Les eaux chaudes de surface (29°C sur 100 m d'épaisseur) chauffent l'atmosphère: l'air monte, son humidité se condense en forte précipitations; les basses pressions produites entretiennent le flux des alizés. Le système s'auto-entretient et paraît stable.

situation El Niño: si les alizés faiblissent, l'eau chaude équatoriale reflue vers l'Est et le contraste thermique entre l'Ouest et l'Est faiblit. L'upwelling s'arrête. Les pluies se déplacent vers l'Est. Les hautes pressions tropicales diminuent et les alizés faiblissent encore plus. Le phénomène s'amplifie de lui-même. Les alizés peuvent s'inverser et souffler alors vers l'Est. Les côtes du Pérou perdent leurs poissons et la pêche est sinistrée. Cette situation dure environ 18 mois.



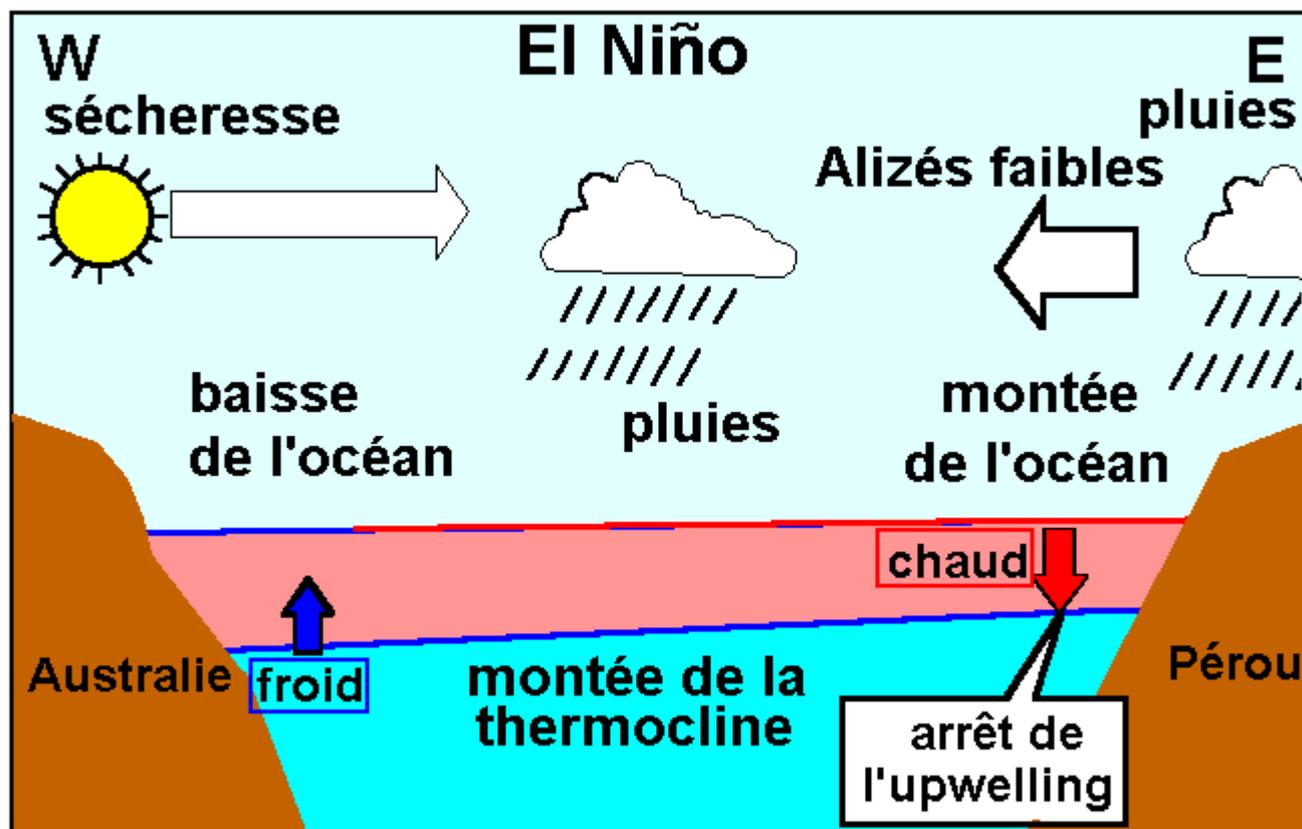


Figure 20: alternance de la situation normale (La Niña) et de la situation El Niño sur la zone équatoriale pacifique

6.2 Latitudes moyennes

L'océan joue le rôle de « réservoir-tampon » en amortissant les variations rapides de l'atmosphère et celui de transporteur de chaleur vers les zones polaires.

Dans les grands bassins, la circulation des eaux se fait dans le sens anticyclonique sous l'action du contraste thermique et du frottement des vents (Alizés, vents d'Ouest). Dans l'hémisphère Nord, coté chaud à l'Ouest (Gulf Stream), courant de retour froid à l'Est du bassin (courant des Canaries) et transport de chaleur vers les pôles. Couplage air-océan: si la circulation océanique se ralentit, le contraste thermique entre le Nord et le Sud augmente, de même pour l'air en contact; les vents se renforcent et relancent le courant marin: le système est ramené vers son état d'équilibre. Le temps de réponse de l'océan est plus longue, le système peut osciller avec une période de plusieurs dizaines d'années. En fait, la couche superficielle de l'océan est souvent agitée sous ces latitudes, c'est la « mer de vent »; elle absorbe les variations thermiques saisonnières et joue le rôle d'un tampon (au cours d'une tempête, le transfert d'énergie thermique vers l'atmosphère est important). Elle limite les variations thermiques de l'air entre l'été et l'hiver (comparer l'amplitude thermique annuelle d'un climat maritime avec celle d'un climat continental).

6.3 Hautes latitudes

Les eaux froides et denses des mers polaires (mer de Norvège, du Groënland, du Labrador au Nord, mer de Weddell et de Ross au Sud) s'enfoncent, s'écoulent et s'accumulent lentement au fond des océans. Elles remontent ensuite vers la surface. Elles constituent un circuit avec les eaux chaudes de surface qui migrent en sens opposé. La dérive de ces eaux chaudes dans l'Atlantique Nord prolonge la branche du Gulf Stream; elle adoucit le climat de l'Europe occidentale. Le cycle dure plusieurs siècles. Ces eaux conservent leur caractères pendant des centaines d'années: elles sont la mémoire de

l'océan. Ce système est néanmoins instable, il dépend de la salinité des eaux polaires. Si ces dernières reçoivent trop d'eaux douces (précipitations, fleuves), leur salinité et leur densité diminuent, elles cessent de s'enfoncer et il se forme de la glace de mer qui bloque les échanges avec l'atmosphère et l'absorption d'énergie thermique solaire (albédo élevée). La circulation des eaux profondes s'arrête et en conséquence celle des eaux chaudes superficielles. Le contraste thermique entre l'équateur et les pôles augmente. Les oscillations de ce système seraient de l'ordre de quelques siècles. Il y a 11 000 ans, l'épisode froid qui a suivi le réchauffement et la fonte des calottes glaciaires est expliqué par l'excès d'eau douce libérée qui a provoqué l'arrêt de l'alimentation en eaux profondes. Le flux de chaleur superficiel aurait été interrompu et donc le climat serait devenu plus rigoureux aux latitudes moyennes et hautes de l'hémisphère nord. Un réchauffement modéré de l'atmosphère pourrait donc produire paradoxalement un refroidissement du climat sur les hautes et moyennes latitudes.

REFERENCES

- DEGENS E.T. (1989) - Perspectives on Biogeochemistry. Springer.
FIEUX M. (199') - L'océan planétaire. Sciences et Avenir, n° h.s. 98, p. 7-11.
KENNISH M.J. (1989) - Practical handbook of Marine Science. CRC Press, Boca Raton, Florida.
KNAUSS J.A. (1997) - Introduction to physical oceanography. Prentice Hall.
LACOMBE H. (1971) - Les mouvements de la mer. Doin.
LENOIR Y. (199') - L'effet de serre en question. Sciences et Avenir, n° h.s. 98, p. 18-24.
MADEC G. (199') - La machine océan-atmosphère. Sciences et Avenir, n° h.s. 98, p. 18-23.
MINSTER J.F. (1997) - La machine océan. Flammarion.
PEDLOVSKY J. (1996) - Ocean circulation theory. Springer.
SCHMIED L. (199') - La mécanique des vagues. Sciences et Avenir, n° h.s. 98, p. 40-46.
SVERDRUP H.U., JOHNSON M. et FLEMING R.H. (1942) - The Oceans, Their Physics, Chemistry, and General Biology. Prentice Hall.

LIENS UTILES

[SHOM](#)

[IFREMER](#)

[EL NINO](#)

[LE CALVE: propriétés physiques du milieu marin](#)

[DIOGENE](#)

jacques.beauchamp@sc.u-picardie.fr

(20/02/02)



chapitre 6

LE DOMAINE MARIN

1. GENERALITES

Le domaine marin est défini par opposition au domaine continental. Il comprend les océans et mers recouvrant en grande partie une croûte océanique (Atlantique, Méditerranée...) et les mers épicontinentales sur croûte continentale (Mer du Nord par exemple). Leurs traits les plus caractéristiques sont l'étendue de leur surface et la salure de leur eau. Le domaine marin couvre près des 3/4 de la surface du globe. Sa salinité est assez homogène et voisine de 36 pour mille. La distance au continent et la profondeur de l'eau permettent de définir plusieurs zones caractérisées par leur hydrodynamisme et leur type de sédimentation.

2. MORPHOLOGIE DES OCEANS

Les fonds océaniques sont maintenant bien connus grâce aux progrès des techniques de sondage et les plongées à grandes profondeurs. Trois grandes régions morphologiques sont distinguées, les marges, les bassins et les dorsales.

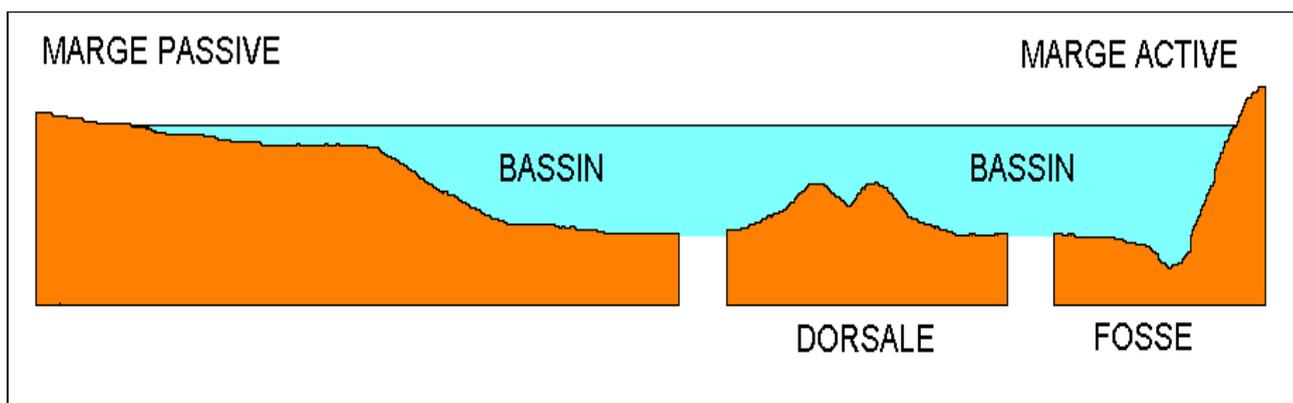


Figure 6-1: Morphologie du domaine marin.

2.1 Les marges océaniques

Ce sont les limites du domaine marin; elles sont encore appelées marges continentales. Selon leur structure, on distingue les marges passives, ou stables, et les marges actives.

- ✂ Les marges passives comprennent une plate-forme littorale peu profonde, 200 m au maximum, d'une largeur de plusieurs dizaines, ou centaines, de km et qui correspond au prolongement du continent en mer. Cette partie est très accessible à l'homme et présente un intérêt considérable: zone de pêche, exploitation des gisement d'hydrocarbures. La plate-forme est bordée par une partie en pente (5° environ), le talus continental, qui descend jusqu'à plusieurs milliers de mètres de profondeur et qui est relié au fond du bassin océanique par un glacis en pente plus douce; sur ce glacis s'accumulent les matériaux apportés de la plate-forme par les courants de turbidité.

Les marges passives sont constituées de croûte continentale découpée en blocs basculés disposés en marches d'escalier.

✂

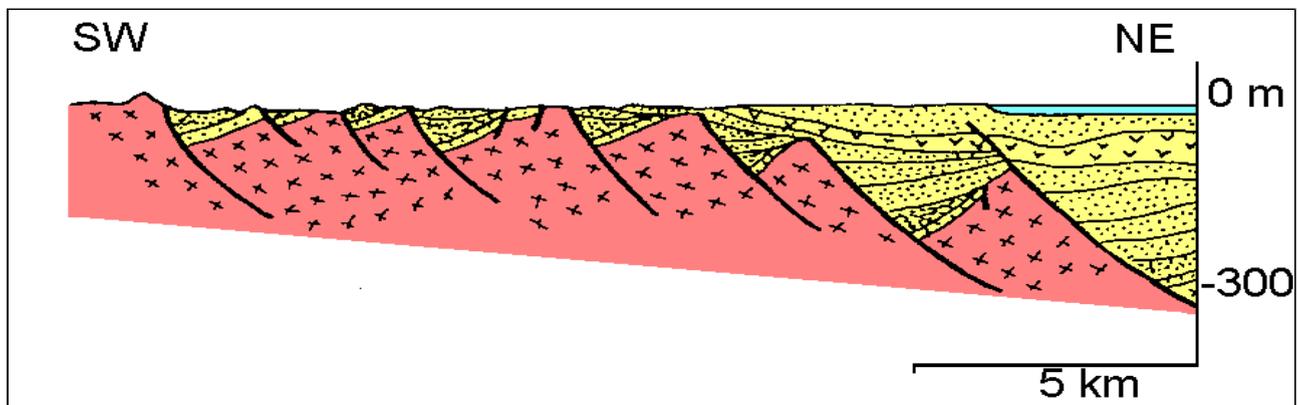


Figure 6-2: structure d'une marge passive

* Les marges actives sont étroites et fortement pentées. La plate-forme continentale est réduite à quelques centaines de mètres, le talus continental plonge jusqu'à plus de 5000 mètres pour aboutir dans une fosse océanique qui borde le continent.

Cette zone est tectoniquement très active (séismes, volcans); elle correspond à une zone de subduction. La sédimentation est représentées par des matériaux apportés notamment par les courant de turbidité qui sont soumis à la compression et forment un prisme d'accrétion.

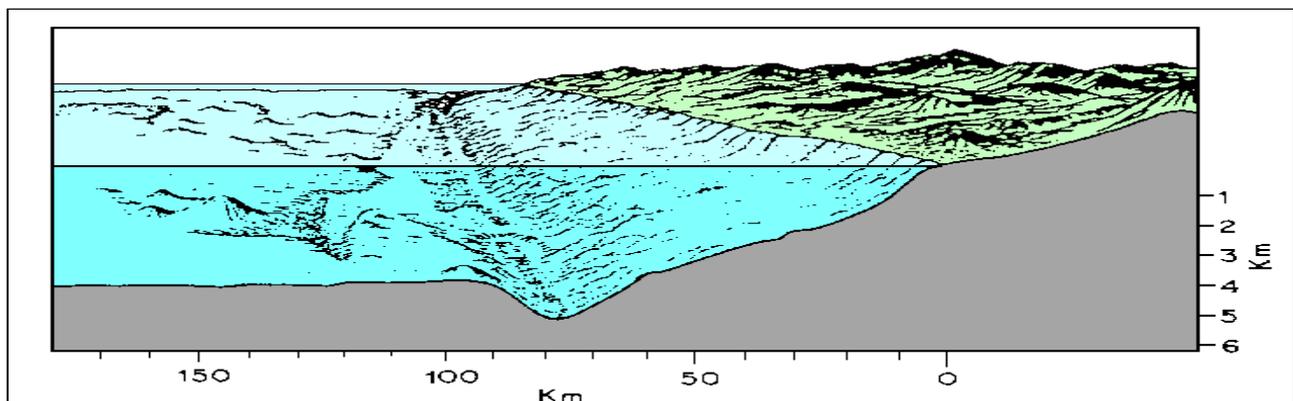


Figure 6-3: structure d'une marge active.

2.2 Les bassins océaniques

Ce sont de vastes étendues plates situées à environ 5000 m de profondeur et appelées encore plaines abyssales. La sédimentation y est faible par rapport à celle des marges. Le fond est constitué de croûte océanique. Des reliefs, d'origine volcanique, accidentent les plaines abyssales.

2.3 Les dorsales océaniques

Ces chaînes sous-marines occupent généralement la partie médiane des océans (d'où leur nom de rides médio-océaniques). Elles sont le lieu de production de la croûte océanique.

3. CARACTERES DE L'EAU DE MER

3.1 Composition chimique

La composition moyenne de l'eau de mer a été donnée précédemment. Aux sels dissous il faut ajouter les gaz; l'oxygène et le gaz carbonique jouent un rôle déterminant dans l'activité biologique et le faciès des sédiments. Dans l'Atlantique, la teneur en oxygène dissous est voisine de 5 pour mille; sa variation est relativement faible de la surface en profondeur, ce qui indique un brassage de l'eau par des courants profonds (phénomène d'"up-welling" en particulier). A l'inverse, une diminution de la teneur en profondeur témoigne de la stratification de l'eau particulièrement fréquente dans les mers chaudes et fermées.

Les sels minéraux dissous proviennent de l'altération continentale et de l'hydro-thermalisme. On a admis, sans preuves décisives, que la composition de l'eau de mer avait peu varié au cours des temps géologiques; des études géochimiques précises ont montré que les teneurs en certains éléments présentaient des fluctuations. Un enrichissement en Mg pourrait expliquer la dominance des dolomies à certaines périodes.

3.2 Température

La température de l'eau varie en surface en fonction de la latitude et des saisons. Elle est en revanche remarquablement constante en profondeur et voisine de 0 °C à partir de -3000 m. La température remonte au voisinage du fond et des dorsales. La densité de l'eau augmente quand la température s'abaisse.

3.3 Niveau de l'eau

Le niveau des océans a varié au cours des temps géologiques: ces variations eustatiques ont été reconstituées à l'échelle du globe et consignées dans un tableau, la "Charte de VAIL", d'après le nom de l'auteur qui a joué le rôle déterminant dans son élaboration. Les fluctuations sont attribuées aux variations de vitesse de génération de la croûte océanique et au volume des glaces polaires. Des variations du niveau marin de plus de 300 m ont été mises en évidence à l'Oligocène. La période actuelle est une période de remontée du niveau marin (fonte des glaces polaires) et on estime à 2 mm/an le taux de remontée eustatique. Une transgression généralisée correspond à une montée du niveau, une régression à une descente.

3.4 Hydrodynamisme

L'eau des océans est agitée par divers types de mouvements qui sont dûs au phénomène de la marée, à l'action des vents créant des vagues, aux différences de température et de densité

qui déterminent les déplacements en masse des grands courants océaniques.

a) Les marées

Les marées sont des variations du niveau des mers provoquées par l'attraction de la lune et du soleil. Les marées ont une amplitude maximale quand la lune et le soleil ajoutent leur action au moment de la pleine et de la nouvelle lune ("marées de vives eaux"). Elles sont minimales quand les actions des deux astres se contrarient ("marées de mortes eaux"). L'action de la lune est dominante, l'attraction du soleil ne représente que 45% de celle de la lune: les marées suivent le cycle lunaire, soit 29 jours environ, pendant lequel il y a deux périodes de vives eaux et deux de mortes eaux.

La masse d'eau oscille selon une période correspondant à la moitié d'un jour lunaire qui est d'environ 24 heures 50 minutes. Pendant 6 heures environ la mer monte; elle reste étale pendant quelques minutes (marée haute); puis elle redescend pendant 6 heures, reste étale (marée basse), et le cycle recommence (cycle semi-diurne). Dans certaines régions, le cycle est diurne (un cycle de marée par jour dans le golfe du Mexique).

L'amplitude des marées, ou marnage, varie selon les lieux et les masses d'eaux mises en mouvements. Le marnage est faible en haute mer, il augmente sur les côtes surtout par phénomène de résonance; il est faible dans les mers, fort dans les océans plus vastes. Les côtes sont dites microtidales quand le marnage est inférieur à 2m (cas de la Méditerranée), mésotidales pour des valeurs comprises entre 2 et 4 mètres, macrotidales pour des valeurs supérieures. Le marnage dépasse 10 mètres en baie de Somme, il atteint 12 mètres dans la baie du Mont Saint Michel.

Les marées déterminent des courants côtiers alternatifs qui se propagent sur la plate-forme dans un sens quand la marée monte (courant de flot) et dans le sens opposé quand elle descend (courant de jusant). En général, la vitesse du courant dépend du marnage, de la profondeur et de la forme des côtes.

b) Les vagues

Les vagues correspondent à l'oscillation de la surface de l'eau sous l'action du vent. Leur longueur d'onde varie de quelques mètres à plusieurs centaines de mètres. Leur amplitude atteint plusieurs dizaines de mètres pendant les grandes tempêtes (cas de la Mer du Nord). Les vagues en haute mer ne produisent pas de déplacement latérale de l'eau mais seulement un mouvement alternatif dans le plan vertical. Ce phénomène oscillatoire peut se propager très loin. Les vagues n'ont alors plus de relation avec le vent qui reste local: on parle de houle. La houle peut parcourir des milliers de km: les fortes houles des côtes atlantiques d'Europe et d'Afrique prennent naissance sur les côtes américaines.

A proximité des côtes, les vagues se déforment et induisent la formation de courants. Lorsque le front d'onde des vagues est oblique par rapport à la ligne de côte, il apparaît par réflexion un courant parallèle à la côte appelé la dérive littorale.

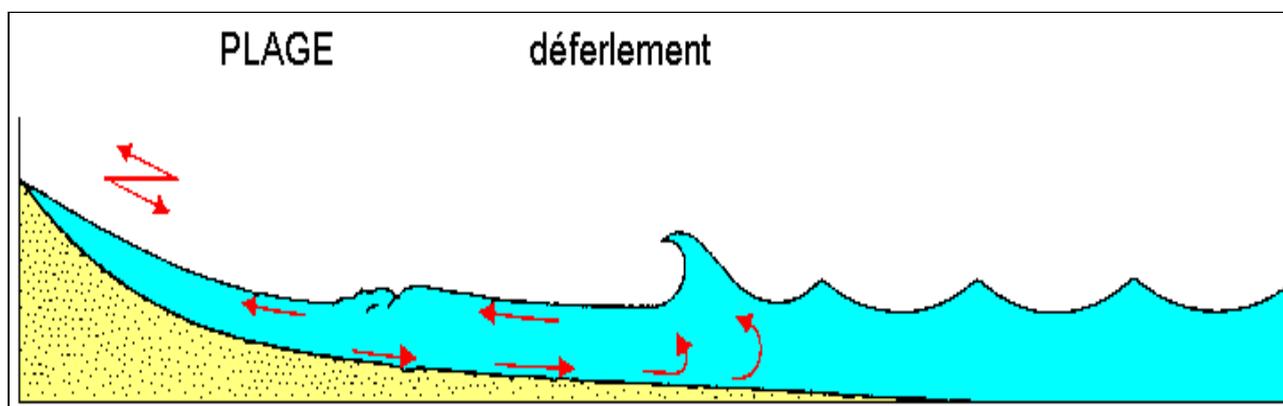


Figure 6-4: Transformation des vagues sur la plage et courants induits par le déferlement.

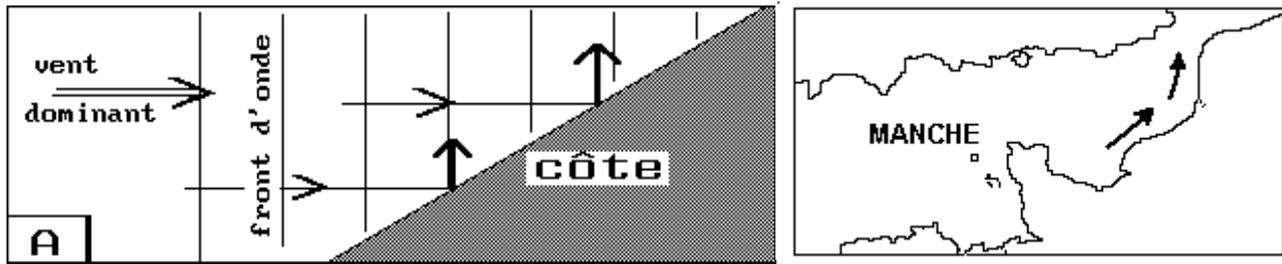


Figure 6-5: (A) Réflexion de la houle et dérive littorale (B) Dérive littorale sur les côtes de la Manche

c) Les grands courants océaniques

Outre les courants locaux produits par les vagues et les marées, il existe des grands mouvements d'eau dans les océans qui dépendent de la conjonction de nombreux facteurs: action des vents alizés qui entraînent la couche d'eau superficielle, intervention de la force de Coriolis due à la rotation de la terre, différence de température et de salinité des masses d'eau polaires et équatoriales... La dérive nord atlantique ou Gulf stream est un courant chaud qui traverse l'Atlantique nord d'ouest en est. De plus, une lente dérive des eaux océaniques affecte l'ensemble des océans (circulation thermohaline).

Les déplacements d'eau verticaux ou obliques ont une grande importance sur la répartition et le développement des organismes. La remontée des eaux froides de la profondeur vers la surface constitue l'up-welling; cette remontée apporte une grande quantité de nutriments et favorise la productivité biologique. Les zones d'upwelling au large des côtes de Mauritanie constituent une zone de pêche convoitée (sardines...)

4. FACTEURS BIOLOGIQUES

4.1 Répartition des organismes

Les organismes animaux et végétaux vivent en pleine eau ou sur le fond. Les micro-organismes flottant près de la surface constituent le plancton (zooplancton et phytoplancton). Les animaux nageurs forment le necton. Les êtres vivant sur le fond forment le benthos; on parle d'épifaune pour les animaux vivant à la surface du sédiment, d'endofaune pour ceux vivant à l'intérieur. L'activité des organismes laisse des traces sur et dans le sédiment qui peuvent être conservées après lithification: ce sont les traces fossiles ou ichnofossiles.

4.2 Rôle des organismes Les plantes supérieures du benthos littoral et le phytoplancton dégagent de l'oxygène par photosynthèse et enrichissent de ce gaz la couche d'eau superficielle. Le zooplancton et le necton, et les organismes chlorophylliens en l'absence de lumière, sont des consommateurs d'oxygène par respiration. Il s'établit un équilibre biologique dans la masse d'eau. Il faut ajouter au niveau du benthos l'activité généralement réductrice des bactéries qui décomposent la matière organique accumulée en produisant du méthane et du sulfure d'hydrogène; on aboutit dans certains cas à des conditions anaérobiques peu favorables au développement des organismes.

Lorsque les substances nutritives sont anormalement abondantes, les organismes prolifèrent, l'oxygène disponible est surconsommé et le milieu s'eutrophise; l'anoxie entraîne la mort des animaux. L'eutrophisation est généralement le fait de l'homme qui déverse ses déchets dans l'eau; elle a d'abord été observée dans les lacs; elle existe maintenant dans les estuaires. En Baie de Somme, la pollution, due probablement aux engrais copieusement déversés dans les terres agricoles et aux rejets des stations d'épuration, produit la prolifération du phytoplancton, surtout des Dinoflagellés; l'eau devient brune, pauvre en oxygène; la matière organique s'accumule et se décompose sur le

fond; les bivalves du benthos meurent et leurs coquilles s'accumulent en une thanatocénose.

Les organismes du plancton et du benthos peuvent prélever certains ions et les combiner dans leur coquille, test ou squelette. C'est le cas pour les phosphates de calcium, la silice et surtout le carbonate de calcium. A la mort des organismes, ces corps s'accumulent sur le fond ou sont redissous dans l'eau de mer. Les organismes sont les principaux pourvoyeurs de calcaire dans les milieux de sédimentation.

Les organismes fournissent également la matière organique aux sédiments marins. Cette matière est autochtone dans les bassins océaniques: elle provient de la décomposition des êtres du benthos, necton et surtout plancton. A proximité des côtes s'ajoutent les débris organiques issus du continent. Sa quantité est importante en cas d'anoxie.

Enfin, les organismes jouent un rôle sur l'hydrodynamisme du milieu et le déplacement des particules. Les organismes du benthos produisent souvent des sécrétions qui agglomèrent les grains du sédiment (tube des annelides fouisseurs, byssus des moules...) Lorsqu'ils sont nombreux, ils peuvent former un véritable feutrage qui indure la surface du sédiment: en Baie de Somme, les sables fins sont localement fixés par des tubes d'annelides. En milieu littoral, les plantes supérieures et les algues fixés sur le fond diminuent l'agitation de l'eau et favorisent le dépôt des particules. Les organismes constructeurs édifient de véritables barrières qui cassent la force des vagues et isolent des milieux calmes (exemple des coraux).

[chapitre suivant](#)

jacques.beauchamp@sc.u-picardie.fr

Jacques.beauchamp
u-picardie.fr