

V.1. Principe

Les eaux usées contiennent divers composés azotés provenant des déjections humaines, ainsi que du phosphore provenant pour l'essentiel des détergents utilisés pour les lessives. A l'issue du traitement secondaire, l'eau traitée est parfois directement rejetée en milieu naturel. Autrement, elle subit un troisième niveau de traitement, visant soit la réutilisation directe à des fins agricoles ou industrielles voire humaines, soit la protection des milieux naturels ou des systèmes de captage situés en aval. Ces traitements complémentaires concernent l'azote, le phosphore (traitements biologiques déjà vus dans le traitement secondaire) et la désinfection.

V.2. Nitrification et dénitrification

V.2.1. L'azote des eaux résiduaires

L'azote présent dans les eaux résiduaires provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (assouplissant,...) qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés.

L'azote des eaux usées est essentiellement constitué d'azote organique et d'azote ammoniacal. L'azote KJELDAHL (NK), du nom du chimiste qui a mis au point le dosage, représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.

L'azote pouvant subir différentes transformations au cours d'un traitement biologique (passage de la forme ammoniacale à la forme nitreuse puis nitrique et retour à la forme gazeuse).

L'azote rejeté d'une habitation se trouve rapidement dans le réseau sous ses deux formes réduites (organique et ammoniacale), avec, à l'origine, une légère prédominance de la première. Le transit dans le réseau modifie leurs proportions en faveur de la forme ammoniacale.

Selon le temps de séjour et la température, la proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50 % (réseaux courts) et 75 % (réseaux très longs).

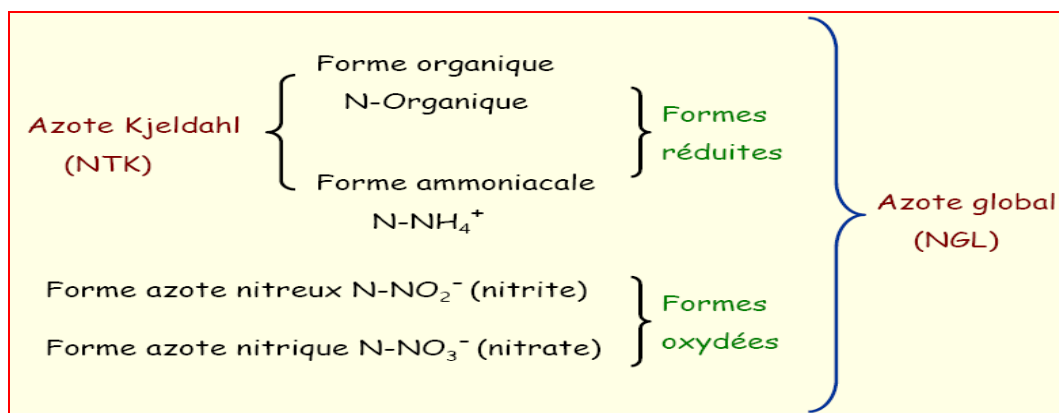


Figure V.1. Formes de l'azote

Les quantités d'azote rejetées sont estimées, à travers la notion d'équivalent-habitant en azote (EqH) entre 12 et 15 g NK/jour selon la taille de l'agglomération. Cette donnée sert de base au calcul des projets de stations d'épuration.

V.2.2. L'élimination biologique de l'azote

Elle fait intervenir 4 réactions principales :

V.2.2.1. Ammonification

C'est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. L'azote organique des eaux urbaines est principalement formé d'urée et d'acides aminés.

Sous l'action des bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant (station d'épuration) ou non (collecteur) selon la réaction suivante :



La vitesse d'ammonification dépend essentiellement de la concentration en azote ammoniacal. La vitesse de réaction est suffisamment rapide pour qu'un séjour de quelques heures en réseau réduise de moitié les concentrations d'azote organique.

V.2.2.2. Assimilation

C'est l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne.

Ces bactéries (et protozoaires) assurant le traitement de la charge polluante organique ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 5 % de sa matière sèche. Les besoins en azote sont de l'ordre de 5 % de la DBO₅ éliminée par la culture bactérienne.

V.2.2.3. Nitrification (par microorganismes aérobies strictes)

C'est l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate :

- oxydation de NH_4^+ en NO_2^- par bactéries nitrosantes (genre Nitrosomonas).
- oxydation de NO_2^- en NO_3^- par bactéries nitrifiantes (genre nitrobacter).

Ces bactéries sont autotrophes, elles synthétisent leur matière vivante à partir du Carbone minéral.

La réaction globale simplifiée :



V.2.2.4. Dénitrification (par microorganismes anoxies)

C'est le processus par lequel certaines bactéries réduisent l'azote nitrique à un état plus faible d'oxydation.

Pour la dénitrification, les bactéries (Hétérotrophes) ont besoin d'un environnement très pauvre en oxygène. L'arrêt des aérateurs ne permet pas à lui seul d'atteindre cet objectif, c'est

en fait la surconsommation d'oxygène par les bactéries présentes dans le milieu qui engendre un environnement presque totalement anoxie.

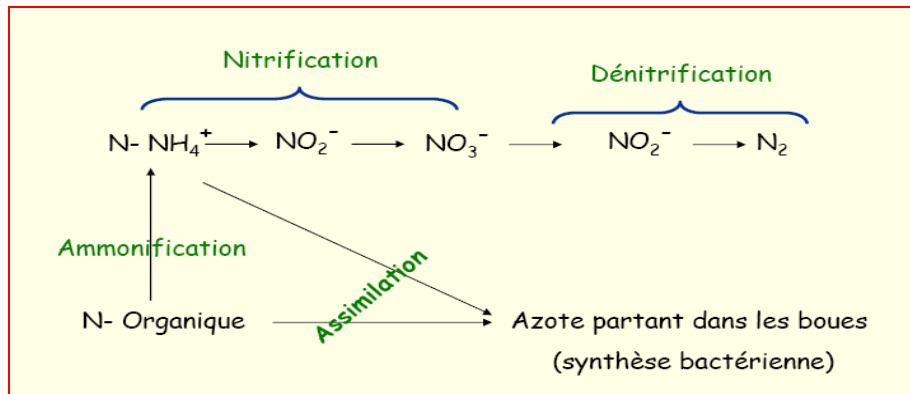


Figure V.2. Représentation schématique de l'élimination de l'azote

V.3. Elimination physico-chimique de l'ammoniaque

L'ion ammonium, NH_4^+ , est la forme réduite de l'azote. Il provient de l'apport d'effluents urbains épurés, de rejets industriels ou agricoles. Il peut être aussi issu de la décomposition des protéines naturelles contenues dans le phytoplancton et les micro-organismes.

Les procédés physico-chimiques utilisés pour l'élimination de l'ammonium sont :

- ✓ l'oxydation chimique ;
- ✓ l'échange ionique ;
- ✓ L'électrodialyse
- ✓ le stripping;

V.3.1. L'oxydation chimique

L'oxydant utilisé est le chlore que l'on injecte à une concentration au delà du point critique (break-point) afin qu'il ait réagi avec tous les composés azotés présents dans l'eau (figure V.3.1). En théorie, cela revient à ajouter 9,8 mg $\text{Cl}_2/\text{mg NH}_4^+$ (dose stoechiométrique).

Cependant, les taux couramment pratiqués sont en général proches de 13 mg $\text{Cl}_2/\text{mg NH}_4^+$, afin de tenir compte des autres demandes en chlore, et en particulier de celles des matières organiques. Du fait des doses importantes nécessaires, ce procédé est réservé aux faibles teneurs en ammonium ($< 0,5 \text{ mg/l}$). Tout le chlore ajouté au delà du break-point est alors présent sous forme de chlore libre, l'ammonium étant donc totalement oxydé. En revanche, il n'est pas mis en œuvre pour des eaux présentant de fortes demandes en chlore, car il peut alors être à l'origine de la formation d'organochlorés et de trihalométhanes (THM) dont la concentration maximale admissible est de 100 $\mu\text{g/l}$. La chloration doit dans ce cas être effectuée en fin de filière. Il est à remarquer que l'ozone et le dioxyde de chlore sont inefficaces pour éliminer l'ammonium.

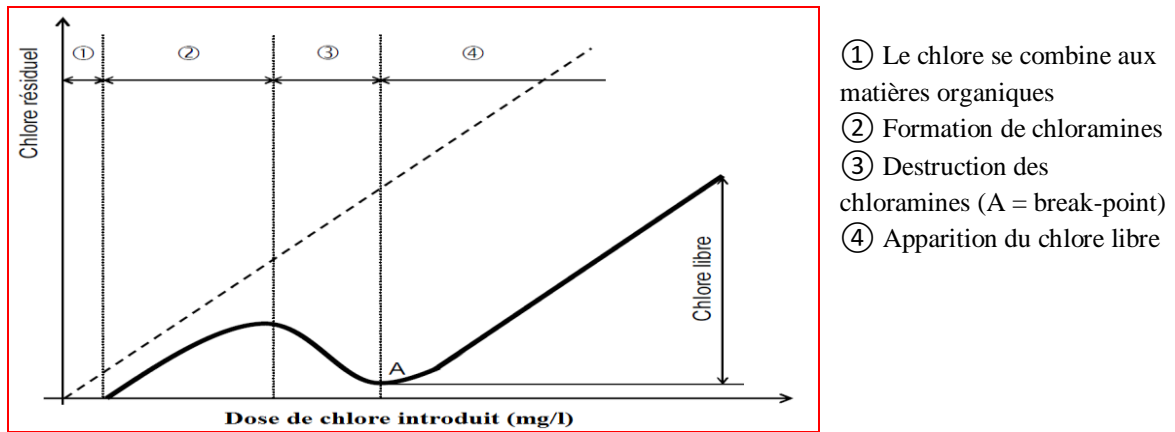
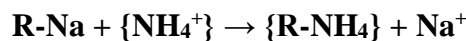


Figure V.3. Courbe d'absorption du chlore

V.3.2. L'échange ionique

Il est possible d'utiliser des résines naturelles, les zéolithes (chabazite, modernite, clinoptilolite), ou des résines synthétiques, ces dernières étant à privilégier pour des raisons de longévité et de facilité de mise en œuvre. Celles-ci, étant de type cationique, ce procédé repose sur l'échange des ions ammonium contenus dans l'eau avec des ions sodium contenus dans la résine, selon la réaction suivante :



Après saturation, les résines doivent être régénérées. Au niveau de l'exploitation, ce procédé est relativement simple et ne comporte que peu de contraintes, si ce n'est le problème du devenir des éluats concentrés en ammonium. Il est possible d'envisager pour eux :

- ✓ un rejet vers une station d'épuration ;
- ✓ leur traitement par évaporation en lagune, avant d'envoyer le concentrât en CET ;
- ✓ leur dispersion en rivière, en tenant compte de la réglementation qui fixe les prescriptions générales applicables aux rejets soumis à déclaration.

V.3.3. L'électrodialyse

L'électrodialyse est utilisée spécialement pour la déminéralisation des effluents. La séparation des ions a lieu par dialyse à travers des membranes en acétate de cellulose. La consommation d'énergie est de 1 kwh/kg de sels extraits. Les pourcentages d'épuration sont légèrement supérieurs à 50 %.

L'électrodialyse repose sur le principe suivant: si un liquide riche en ions est soumis à un champ électrique grâce à deux électrodes entre lesquelles on applique une différence de potentiel continue, les cations vont se diriger vers l'électrode négative (ou cathode) tandis que les anions vont se diriger vers l'électrode positive (ou anode). Si rien ne s'oppose à leur mouvement, ils viennent se décharger sur les électrodes de signe contraire.

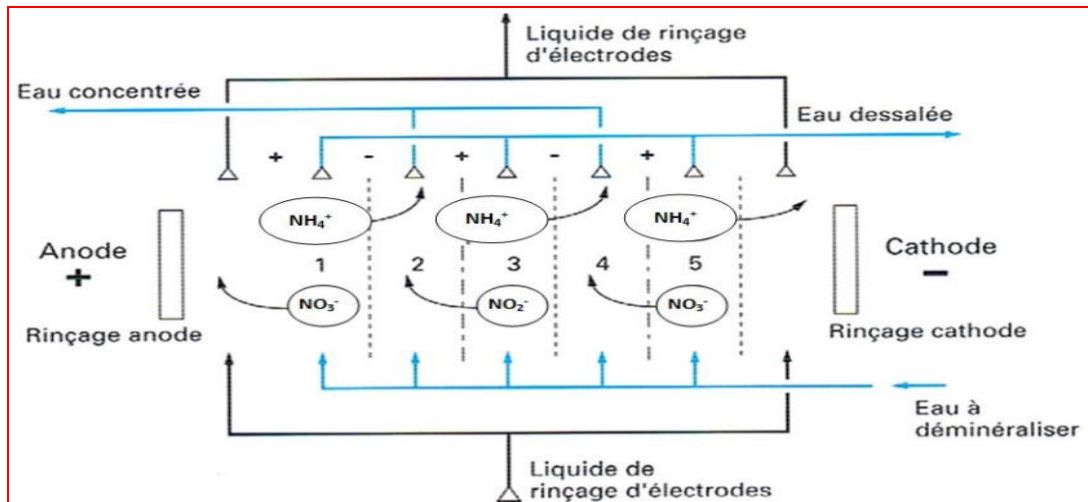


Figure V.4. Principe de l'électrodialyse

Plusieurs risques sont associés à cette méthode, on peut citer notamment: la présence de matières organiques favorise le développement de micro-organismes tendant à colmater les membranes diminuant ainsi les rendements de purification. Les sels peu solubles tels que le carbonate de calcium (CaCO_3) ont tendance à déposer des précipités sur la membrane.

V.3.4. Le stripping

L'ammoniac est une base faible qui s'hydrolyse dans l'eau pour former des ions ammonium et hydroxyde, suivant la réaction suivante :



Le pH doit être supérieur à environ 8 pour pouvoir détecter la présence d'ammoniac (NH_3) et éliminer l'azote ammoniacal par stripping (dégazage par aération). Le procédé nécessite donc en général, un ajustement du pH. Il est de plus dépendant de la température (Figure V.5). Dans le cas de faibles concentrations à traiter, comme c'est le cas en potabilisation ($< 4 \text{ mg/l NH}_4$), les inconvénients sont trop importants (ouvrages à forte emprise au sol pour atteindre la référence de qualité, et désagréments liés aux odeurs et au bruit) pour pouvoir retenir cette solution

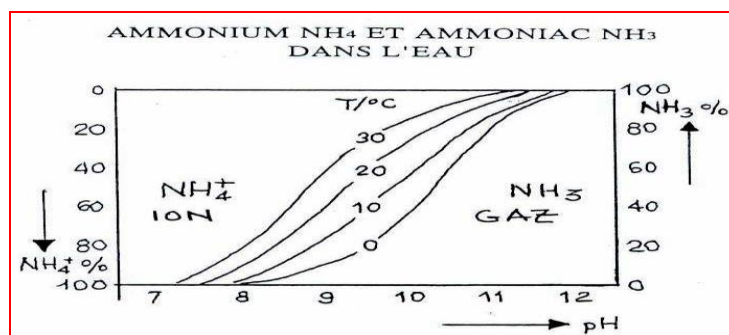


Figure V.5. Présence du NH_4^+ et NH_3 dans l'eau

V.4. Désinfection

Dans le cas de rejets à proximité de prises d'eau pour la production d'eau potable, de zones de baignade, de zones sensibles vis à-vis de l'environnement ou d'établissements piscicoles et conchylicoles, il y a obligation de désinfecter les eaux épurées. Il en va de même pour les rejets de stations réutilisés pour l'irrigation.

V.4.1. Techniques de désinfection

Les techniques utilisées sont d'ordre

- ✓ chimique (C) : le chlore, le dioxyde de chlore, l'ozone;
- ✓ extensif (E) : le lagunage, l'infiltration-percolation;
- ✓ physique (P) : le rayonnement ultraviolet, les techniques membranaires.

Elles nécessitent toutes une maîtrise préalable du traitement d'épuration, avec une élimination correcte des MES et des MO.

V.4.1.1. Le chlore

Pour agir efficacement, le chlore impose une bonne qualité d'eau quant à la teneur en matières organiques et en ammoniacque, ainsi qu'un temps de contact de trente minutes environ.

L'efficacité du chlore ne doit pas pour autant masquer les fortes contraintes d'exploitation qu'il génère : il faut éviter les rejets trop chargés en chloramines et en chlore résiduel pour préserver l'environnement récepteur. Il exige aussi la maîtrise des technologies de stockage et de dosage étant donné sa dangerosité. De plus, bien qu'efficace contre les bactéries, la chloration des eaux épurées est abandonnée en France car elle se montre inefficace vis-à-vis des virus. Elle est cependant utilisée dans le cas où le risque de redéveloppement de micro-organismes doit être supprimé, ou dans le cas d'une réutilisation de l'eau.

V.4.1.2. Le dioxyde de chlore

Contrairement au chlore, l'efficacité de désinfection du dioxyde de chlore ne dépend pas du pH. Cette désinfection est efficace contre tous les types de micro-organismes pathogènes. En outre, le dioxyde de chlore peut aussi réagir avec certains réducteurs organiques et minéraux pour former des chlorites et des chlorates qui contribuent au contrôle de la reviviscence bactérienne (effet rémanent). Cependant, le dioxyde de chlore doit être produit sur place, ce qui en limite l'utilisation.

V.4.1.3. L'ozone

L'ozone est plus efficace que le chlore (les temps de contact nécessaires sont de l'ordre de dix minutes) et son spectre germicide est très large : bactéries, virus et kystes de protozoaires sont sensibles à son action. Cependant, l'utilisation de l'ozone présente trois inconvénients majeurs qui limitent son utilisation :

- la formation de bromates dans le cas d'eaux chargées, même faiblement, en bromures ;
- des investissements importants ;
- l'absence d'effet rémanent permettant une reviviscence des micro-organismes à l'aval du traitement.

V.4.1.4. Le lagunage

Ce procédé rustique consiste à faire séjourner l'effluent pendant un temps plus ou moins long dans un ou plusieurs bassins. Les mécanismes de désinfection mis en jeu sont essentiellement l'irradiation des organismes pathogènes par les rayons UV solaires, et l'action de micro-organismes.

Ce procédé est particulièrement adapté au traitement de faibles volumes. L'eau produite peut être utilisée pour des besoins agricoles. Sur les installations existant en France, la qualité de l'effluent atteint les normes requises pour les eaux de baignade avec des temps de séjour de 20 à 30 jours. Cependant, si elle possède l'avantage d'être exempte d'effets toxiques, cette technique dépend de plusieurs critères pouvant fortement freiner sa mise en œuvre :

- l'importance de l'emprise au sol, 5 m² par équivalent habitant en moyenne ;
- le manque d'ensoleillement et les basses températures à certaines périodes ;
- les débits d'eaux excédentaires pouvant réduire les temps de séjour ;
- le développement d'algues.

V.4.1.5. L'infiltration-percolation

Ce principe consiste à infiltrer, après décantation ou lagunage, l'effluent à travers un massif de sable, qui peut directement être le sol en place et qui sert de support à la biomasse épuratrice. Ce procédé est utilisé en majorité pour des agglomérations de taille inférieure à 5 000 EH, en zone sans exutoire, dunaire ou littorale. Dans certains autres cas, ce procédé permet de réalimenter les nappes phréatiques surexploitées ou de s'affranchir de la mauvaise dilution des polluants rejetés par les stations d'épuration en période d'étiage des cours d'eau. Il permet l'abattement tertiaire des matières en suspension par filtration, l'oxydation des matières organiques par la biomasse présente dans le massif filtrant, et l'élimination des micro-organismes pathogènes par filtration, adsorption et dégradation microbienne. Pour être efficace en terme de désinfection (abattement de 3 à 4 log en coliformes thermotolérants et streptocoques fécaux), il y a lieu de prévoir une hauteur de massif filtrant suffisante (> à 3 m), une granulométrie du sable comprise entre 0,2 et 2 mm, une charge hydraulique maximum de 0,5 m³.m⁻².j⁻¹, et une alimentation séquencée par bâchées.

V.4.1.6. Le rayonnement UV

Le principe de désinfection repose sur le rayonnement ultraviolet fourni par des lampes à mercure autour desquelles l'eau à traiter circule. Le rayonnement est émis à une longueur d'onde spécifique ($\lambda \approx 254$ nm) correspondant au pic d'absorption d'énergie par les micro-organismes et à un pic du spectre d'émission des lampes à mercure.

Il existe deux types de lampes : basse et moyenne pression, et chacun possède un champ spécifique d'application ; les lampes basse pression sont utilisées pour de petites installations, alors que les lampes moyenne pression sont adaptées aux débits importants, du fait du nombre réduit de lampes à mettre en œuvre.

L'efficacité de la désinfection dépend :

- des paramètres physico-chimiques de l'eau à traiter : présence ou pas de molécules pouvant absorber l'énergie UV (acides humiques par exemple) à la place des micro-

organismes cibles, de matières en suspension constituant des écrans entre le rayonnement et les matières à oxyder, de couleur, ... ;

- des paramètres de fonctionnement liés au vieillissement des lampes, ainsi qu'à l'encrassement des gaines de quartz les protégeant, et qu'il faut régulièrement nettoyer ;
- de la dose à appliquer, exprimée en mJ/cm^2 , qui varie selon les micro-organismes cibles.



Figure V.6. Installation de désinfection par ultraviolets

L'utilisation des UV présente de nombreux avantages : ne nécessitant pas de produits chimiques, cette technique ne produit aucun rejet toxique pour l'environnement, et est efficace contre tous les microorganismes pathogènes (en adaptant les doses aux organismes cibles). Cependant, certaines études mettent en avant des problèmes de reviviscence bactérienne (absence d'effet rémanent), qui ne permettent pas de garantir les résultats de façon absolue, et il n'existe aujourd'hui aucune confirmation quant à leur efficacité contre les entéro-virus.

V.4.1.7. Les techniques membranaires

Les membranes de microfiltration et d'ultrafiltration ont le très gros avantage d'effacer tous les problèmes de variabilité de l'efficacité en fonction des espèces microbiologiques cibles, de reviviscence et de rémanence de toxicité vis à vis de la faune et/ou de la flore du milieu récepteur.

Les membranes d'ultrafiltration avec un seuil de coupure de $0,01 \mu\text{m}$ environ, assurent l'élimination totale des bactéries, des kystes et des virus, à condition que leur intégrité soit en permanence vérifiée.

Si les techniques membranaires sont sans aucun doute celles qui assurent la meilleure qualité à l'effluent rejeté dans le milieu naturel, elles n'en restent pas moins très coûteuses, mais on est en droit d'espérer que le coût des membranes baissera dans un avenir rapproché, au fur et à mesure du développement de leurs applications. On ne doit cependant pas négliger, dans les contraintes d'exploitation, la nécessité de procéder périodiquement à leur nettoyage chimique pour les décolmater, et à leur renouvellement (actuellement, tous les 3 à 5 ans en moyenne).

V.5. Déphosphoration

V.5.1. L'élément phosphore dans les eaux usées

La présence du phosphore dans les effluents urbains est due à l'utilisation de lessives. Soluble ou particulaire, le phosphore peut se trouver sous différentes formes chimiques. On distingue les formes minérales des formes organiques, et le phosphore total correspond à la somme des deux. La première catégorie correspond notamment à l'ensemble des phosphates (forme oxydée du phosphore) comprenant les sels d'acide orthophosphorique (H_3PO_4) pouvant s'ioniser en $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} . Le phosphore organique est présent dans les acides nucléiques (ADN, ARN), l'ATP et les phosphoprotéines.

Dans les eaux résiduaires, le phosphore total contient plus de 90% de matières solubles, et 80% d'orthophosphates.

V.5.2. Choix du procédé de déphosphatation

Il existe différentes méthodes pour éliminer le phosphore des eaux usées. Les deux principales voies utilisées sont la voie physico-chimique, et la voie biologique. Il existe également d'autres techniques de traitement combinant par exemple physico-chimie et biologie de manière à exploiter les avantages des deux filières. Le choix du procédé à mettre en œuvre se fait notamment en fonction de la taille de la station et de la charge en phosphore dans les eaux. La déphosphatation chimique est plus adaptée aux petites installations, tandis que la déphosphatation bactériologique est plus adaptée aux grandes.

V.5.2.1. Principe de la déphosphatation biologique

Le principe de la déphosphatation biologique consiste à utiliser le relargage du phosphore comme moyen permettant d'obtenir par la suite son assimilation forcée par les bactéries déphosphatantes PAOs (« phosphorus accumulating organisms »). Ainsi, dans une boue activée déphosphatante, la teneur en phosphore organique peut atteindre 8 à 10 % par gramme de biomasse. Pour mettre en œuvre ce procédé, il faut exposer les bactéries à une alternance de conditions anaérobies (absence d'oxygène et de nitrate) et aérobies. Il faudrait alors ajouter un bassin anaérobie en tête de notre procédé même s'il existe différentes configurations possibles.

Le principe d'élimination est schématisé sur la figure ci-dessous :

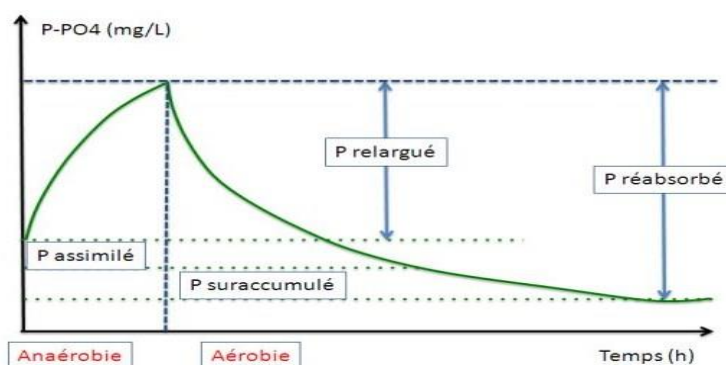


Figure V.7. Élimination biologique du phosphore

Les PAOs sont capables de stocker le phosphore sous forme de polyphosphate au sein de leurs cellules. Pendant la phase anaérobie, ces bactéries se servent de l'énergie libérée par l'hydrolyse intra-cellulaire des polyphosphates stockés pour assimiler du substrat facilement

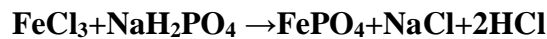
biodégradable tout en relarguant du phosphore inorganique dans le milieu externe. En condition aérobie, les substrats stockés sont oxydés ce qui engendre une production d'énergie et permet la croissance bactérienne. La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries pour reconstituer le stock de polyphosphates à partir du phosphore inorganique puisé dans le milieu. Ce stock augmente avec la croissance des cellules et on obtient alors une assimilation de phosphore supérieure à la quantité relarguée.

V.5.2.2. Principe de la déphosphatation chimique

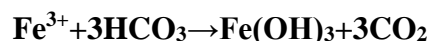
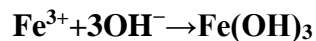
Le principe de ce traitement repose sur une précipitation du phosphore soluble par ajout d'un sel métallique (sel de fer, d'aluminium, ou de calcium). On obtient alors des précipités insolubles de phosphates métalliques séparés de l'eau par décantation.

V.5.2.2.1. Réactions de précipitation

La réaction dominante entre les ions ferriques et les phosphates (ici sous forme phosphate monosodique) est :



En parallèle, il se déroule également des réactions parasites. En effet, les ions ferriques ajoutés précipitent en parallèle avec les ions hydroxydes et les ions carbonates de l'eau pour former des précipités d'hydroxyde de fer selon la réaction suivante:



Ainsi, si en théorie, une mole de Fe est nécessaire pour précipiter une mole de P, en pratique, le rapport molaire à appliquer Fe/P est supérieur pour tenir compte de ces réactions « parasites ». Le rapport molaire à choisir dépend de la concentration en phosphore initial et du rendement d'élimination du phosphore souhaité.

V.5.2.2.2. Précautions pour la mise en œuvre

- Evolution du PH

L'utilisation de réactifs à base de fer pour précipiter les phosphates entraîne la formation d'acide chlorhydrique ou sulfurique (cf. Réactions de précipitation). La production d'une telle acidité dans un système dont la réserve alcalimétrique est insuffisante peut provoquer une forte diminution du pH défavorable à la nitrification dès lors que le pH est inférieur à 6,0. Il est donc important de mesurer et réguler le PH pour s'assurer qu'il ne descend pas au dessous de 6.

- Dispositif de stockage et d'injection de FeCl₃

Les réactifs chimiques de précipitation du phosphore sont très corrosifs. La cuve de stockage sur site doit donc être constituée d'un matériau résistant comme du polyester renforcé de fibre de verre ou bien du métal caoutchouté. De même, le dispositif d'injection comprenant pompes, canalisations et robinetteries doit être résistant aux propriétés corrosives du chlorure de fer et facilement accessible au nettoyage.

V.5.2.3. Comparaison des deux filières de traitement

La différence entre les deux procédés se résume dans le tableau suivant :

Tableau V.1. Comparaison des traitements physico-chimiques et biologiques

	Voie biologique	Voie physico-chimique
Elimination du phosphore	Rendement instable : 50-70%	Potentiellement très poussée
Equipements nécessaires	Bassin d'anaérobiose équipé	Système d'injection et de stockage des réactifs
Coût de fonctionnement	Faible	Plus élevé
Production supplémentaire de boues	Négligeable	20 % environ
Qualité de la boue	Inchangée	Meilleure décantabilité
Impact sur le traitement des boues	Epaississement par voie mécanique obligatoire	Aucun
Impact de la composition de l'eau sur le rendement	Fort	Faible

Nous pensons que pour le traitement physicochimique la surproduction de boue ne sera pas excessive et n'atteindra pas les 20% théoriques. De plus, ce traitement n'aura pas d'impact sur le traitement des boues en aval. Le traitement chimique ne dépend pas d'un processus biologique ce qui lui permet d'être indépendant de la température.

V.6. Filtration

La filtration a pour but la rétention des matières en suspension, et en particulier des floccs s'échappant des clarifications secondaires. Elle peut être effectuée par :

- filtration mécanique ;
- filtration sur lit granulaire ;
- microfiltration ou ultrafiltration.

V.6.1. Filtration mécanique

Elle s'effectue généralement à l'aide de micro-tamis cylindriques fonctionnant gravitairement.

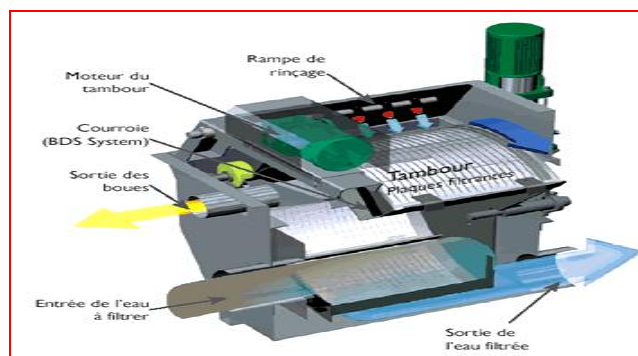


Figure V.8. Filtration mécanique

Le vide de maille, de l'ordre de 35 μm , permet d'atteindre des abattements d'environ 50 % des floccs résiduels et de 40 % de la DBO₅ particulaire.

V.6.2. Filtration sur matériaux granuleux

On utilise généralement du sable (TEN 1,35 mm environ). Du fait des vitesses de colmatage assez rapides il peut être fait appel à des filtres à lavage continu. Les abattements obtenus sont de l'ordre de :

- ✓ 60 % pour les MES ;
- ✓ 30 à 40 % pour la DBO5 ;
- ✓ 20 à 30 % pour la DCO.

Ces rendements peuvent être améliorés :

- soit en effectuant un prétraitement chimique (coagulant + polymère) ;
- soit en utilisant des matériaux poreux (pouzzolane, argile expansé) sur lesquels peut se développer une biomasse. Dans ce cas l'eau à traiter doit être parfaitement aérée.

Remarque : Les œufs d'Helminthe, bien protégés, ne sont pas touchés par les différents modes de désinfection. Par contre, la filtration sur matériaux granuleux permet d'atteindre une concentration finale inférieure à 1 par litre.

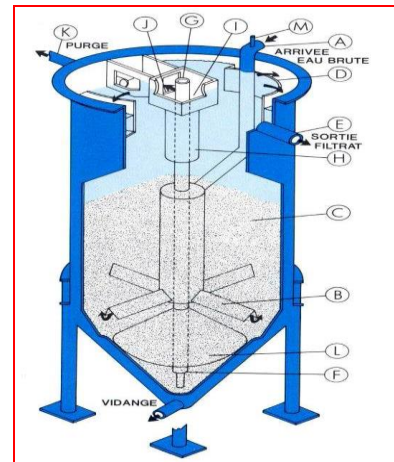


Figure V.9. Filtre à lavage continu

V.6.3. Filtration membranaire

La filtration membranaire est une technique de séparation où l'eau usée est pompée sous pression au travers d'une membrane semi-perméable. En fonction de la taille des pores de la membrane, différents types de polluants peuvent être retenus. D'une façon générale, on distingue:

- ✓ Microfiltration: 5 μm à 0,1 μm (bactéries et matières en suspension)
- ✓ Ultrafiltration: 0,1 μm à 20 nm (protéines, macromolécules et virus)
- ✓ Nanofiltration: 20 nm à 1 nm (sels polyvalents, petites molécules organiques dissoutes).

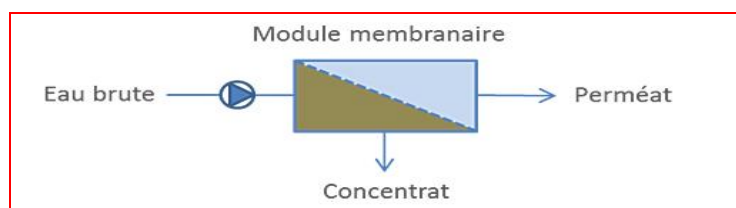


Figure V.10. Filtre à lavage continu

Les caractéristiques de la membrane (taille des pores, porosité,...) déterminent la pression qui est nécessaire pour atteindre le flux d'eau transmembranaire souhaité. Pendant le processus de filtration, une couche de colmatage qui entraîne une augmentation de la pression transmembranaire se forme à la surface de la membrane. Pour maintenir le colmatage sous contrôle différentes techniques de nettoyage continue et discontinue sont utilisées (entre autres : rétro-lavage (backflush), aération, filtration tangentielle, nettoyage chimique,...).

V.7. Adsorption sur charbon actif

V.7.1. Définition et Mécanisme d'adsorption

Les eaux usées contiennent, même après traitement, une forte teneur en certains composés organiques, micropolluants ou en DCO. Une étape supplémentaire de traitement par charbon actif est souvent la façon la plus économique d'éliminer ces derniers polluants. Ceci est possible grâce aux caractéristiques hydrophobes et l'important réseau de micropores et de macropores du charbon actif.

Le charbon actif est un matériau carboné inerte doté d'une porosité intrinsèque très développée qui lui donne la propriété d'adsorber, c'est-à-dire de fixer sur sa surface des ions ou des molécules (gaz, métaux, molécules organiques...) d'une manière plus ou moins réversible. Il y a transfert de matière de la phase aqueuse ou gazeuse vers la surface solide. Cette caractéristique est due à des millions des micropores créés lors de sa fabrication.

V.7.2. Propriétés physico-chimiques des charbons actifs

V.7.2.1. Structure

Le charbon actif présente une texture amorphe faite de microcristaux de graphite plus ou moins reliés entre eux. Chaque microcristal comprend un empilement des quelques feuillets cristallins possédant un très haut degré de porosité. Chaque fois qu'il y a discontinuité, les bords des ces feuillets portent les groupements fonctionnels et constituent les sites favorables de la chimisorption.

V.7.2.2. Paramètres géométriques

Une caractéristique, la plus importante, des charbons actifs qui expliquent leur activité est la surface totale de leurs pores. En plus de la surface spécifique, la dimension et la distribution des pores sont également des paramètres importants.

Suivant leur dimension, on distingue :

- ✓ Les macropores : de dimension supérieure à 10.000 Å ;
- ✓ Les mésopores : de dimension allant de 100 à 10.000 Å,
- ✓ Les micropores : de dimension inférieure à 100 Å,

Les micropores sont répartis en 3 types :

- a. Les maxi micropores dont les dimensions sont comprises entre 25 et 50 Å; ils ont la capacité d'adsorber les plus grosses molécules;
- b. Les micropores moyens sont des pores ayant des dimensions comprises entre 15 et 25 Å;
- c. Les mini micropores sont des pores de dimensions entre 5 et 15 Å.

V.7.3. Types des charbons actifs

V.7.3.1. Charbon actif en poudre (CAP)

Le charbon actif en poudre ou CAP prend la forme de grains de taille comprise entre 10 et 50 µm et il est généralement utilisé en combinaison avec un traitement clarificateur. Le CAP est ajouté continuellement avec l'eau à traiter avec des agents flocculant. Il est recommandé d'utiliser des clarificateurs pour augmenter le temps de contact entre le charbon et l'eau.

V.7.3.2. Charbon actif en grain (CAG)

L'utilisation du charbon actif en grain à l'échelle industrielle est plus fréquente que celle du charbon actif en poudre, malgré la bonne performance de ce dernier du point de vue cinétique d'adsorption. Il est utilisé pour l'élimination d'une partie des micropolluants qui résistent aux traitements physico-chimiques classiques.



Figure V.11a. Charbon actif en poudre

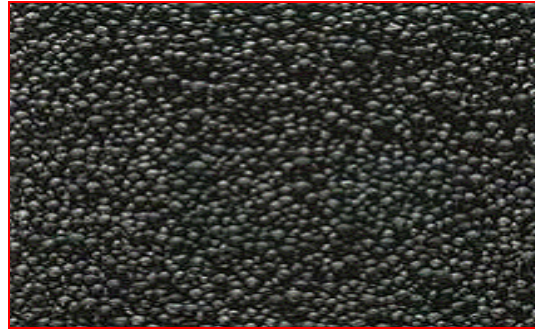


Figure V.11b. Charbon actif en grain

V.7.4. Facteurs influençant l'adsorption

V.7.4.1. Température

L'adsorption physique s'effectue à des basses températures (phénomène exothermique), alors que l'adsorption chimique demande des températures plus élevées (phénomène endothermique). Ce qui nécessite de fixer la température du processus dès le départ.

V.7.4.2. pH

Le pH est un facteur important dans toute étude d'adsorption du fait qu'il peut influencer à la fois la structure de l'adsorbant et de l'adsorbât ainsi que le mécanisme d'adsorption. Ce facteur dépend de l'origine des eaux à traiter et du procédé de leurs traitements (coagulation, floculation, oxydation...). Donc, il est judicieux de connaître l'efficacité de l'adsorption à différents pH.

V.7.4.3. Masse de l'adsorbant

La capacité d'adsorption est d'autant plus grande que la masse de l'adsorbant dans la solution est importante. Du fait du coût élevé des adsorbants, le choix d'un rapport liquide – solide optimal est recommandé.

V.7.4.4. Solubilité de l'adsorbant

La solubilité d'un adsorbant joue un rôle important lors de son adsorption. Plus la solubilité est grande, plus faible sera l'adsorption. Ils ont constaté que Les capacités d'adsorption suivent l'ordre inverse des solubilités. • Structure moléculaire de l'adsorbant Plus la structure moléculaire des particules à fixer est grande, plus le remplissage des pores s'effectue rapidement et la saturation est atteinte avec des rendements faibles. Ce qui fait diminuer le nombre des sites libres pour les autres molécules. • Masse moléculaire de l'adsorbant Les particules dont la masse moléculaire est faible sont légères et se déplacent plus rapidement que celles dont la masse moléculaire est élevée, donc leur chance d'être adsorbées est beaucoup plus grande.

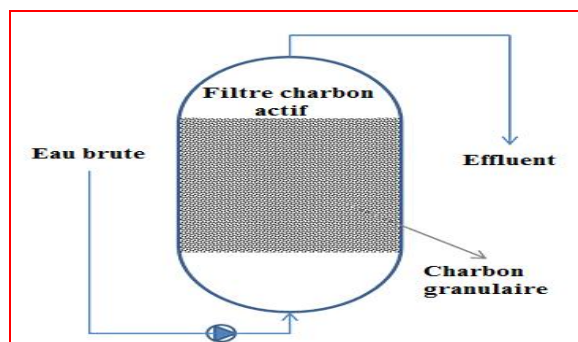


Figure V.12. Filtration sur charbon actif

V.7.5. Régénération

Le charbon actif (de même que les adsorbants artificiels) est un produit coûteux. Il serait, la plupart du temps, prohibitif de remplacer le charbon saturé qu'il faut donc pouvoir régénérer ; à cet effet, trois méthodes ont été développées.

V.7.5.1. Régénération à la vapeur

Cette méthode est limitée à la régénération de charbon n'ayant fixé que quelques produits très volatils (ex. des solvants chlorés) ; toutefois, l'application de vapeur peut être intéressante pour décolmater la surface des grains et stériliser le charbon.

V.7.5.2. Régénération thermique

Le chauffage vers 800 °C sous atmosphère contrôlée évite d'enflammer le charbon et provoque la pyrolyse des matières organiques adsorbées en petites molécules qui s'échappent du charbon et sont brûlées dans une chambre de postcombustion. C'est la méthode la plus employée ; elle permet de bien régénérer le charbon actif, mais a un double inconvénient :

- ✓ elle nécessite des investissements lourds ; on utilise selon les cas un four à soles étagées, un four à lit fluidisé ou un four tournant. Ce four doit comporter des dispositifs de contrôle d'atmosphère et de température, un système de déshydratation à l'entrée et une trempe du charbon à la sortie du four ;
- ✓ elle conduit à des pertes de charbon élevées (7 à 10 % par régénération), c'est-à-dire qu'après 10 à 14 régénérations, on a statistiquement remplacé entièrement la masse de CAG.

L'utilisation de moyens de chauffage électrique (four à infrarouge, four à induction) permet de réduire ces pertes. Mais ces techniques, coûteuses, ne sont utilisées, à ce jour, que pour la récupération de métaux onéreux.

V.7.5.3. Régénération biologique

Le biofilm bactérien fixé sur le CAG minéralise tout ou partie de la fraction biodégradable des matières organiques adsorbées ce qui peut être considéré comme une biorégénération continue mais partielle ; celle-ci ne dispense donc pas de la nécessité des régénérations thermiques, mais elle augmente la capacité utile d'adsorption vis-à-vis des molécules réfractaires et allonge la durée de vie du CAG entre deux régénérations thermiques.

ANNEXES

**TABLEAU 1 : PARAMETRES DE QUALITE DE L'EAU DE CONSOMMATION HUMAINE
(PARAMETRES AVEC VALEURS LIMITES)**

Groupes de Paramètres	Paramètres	Unités	Valeurs limites
	Aluminium	mg/l	0,2
Paramètres chimiques	Ammonium	mg/l	0,5
	Baryum	mg/l	0,7
	Bore	mg/l	1
	Fer total	mg/l	0,3
	Fluorures	mg/l	1,5
	Manganèse	µg/l	50
	Nitrates	mg/l	50
	Nitrites	mg/l	0,2
	Oxydabilité	mg/l O ₂	5
	Phosphore	mg/l	5
	Acrylamide	µg/l	0,5
	Antimoine	µg/l	20
	Argent	µg/l	100
	Arsenic	µg/l	10
	Cadmium	µg/l	3
	Chrome total	µg/l	50
	Cuivre	mg/l	2
	Cyanure	µg/l	70
	Mercure	µg/l	6
	Nickel	µg/l	70
	Plomb	µg/l	10
	Sélénium	µg/l	10
	Zinc	mg/l	5
	Hydrocarbures polycycliques aromatiques (H.P.A) totaux fluoranthène, benzo (3,4) fluoranthène, benzo (11,12) fluoranthène, benzo (3,4) pyrène, benzo (1,12) pérylène, indéno (1 ,2,3-cd) pyrène. benzo (3,4) pyrène	µg/l	0,01
	Hydrocarbures dissous ou émulsionnés extraits au CCl ₄	µg/l	10
	Phénols	µg/l	0,5
	Benzène	µg/l	10
	Toluène	µg/l	700
	Ethylbenzène	µg/l	300
	Xylènes	µg/l	500
	Styrène	µg/l	100
Agents de surface réagissant au bleu de méthylène	mg/l	0,2	
Epychlorehydrine	µg/l	0,4	
Microcystine LR	µg/l	0,1	

Paramètres chimiques (suite)	Pesticides par substance individualisée - Insecticides organochlorés persistants, organophosphorés et carbamates, les herbicides, les fongicides, les P.C.B. et PC.T à l'exception de aldrine et dieldrine	µg/l	0,1 0,03	
	Pesticides (Totaux)	µg/l	0,5	
	Bromates	µg/l	10	
	Chlore	mg/l	5	
	Chlorite	mg/l	0,07	
	Trihalométhanes (THM) (Total) Chloroforme, Bromoforme, Dibromochlorométhane, Bromodichlorométhane	µg/l	100	
	Chlorure de vinyle	µg/l	0,3	
	1,2 - Dichloroéthane	µg/l	30	
	1,2 - Dichlorobenzène	µg/l	1000	
	1,4 - Dichlorobenzène	µg/l	300	
	Trichloroéthylène	µg/l	20	
	Tetrachloroéthylène	µg/l	40	
	Radionucléides	Particules alpha	Picocurie/l	15
		Particules bêta	Millirems/an	4
Tritium		Bequerel/l	100	
Uranium		µg/l	15	
Dose totale indicative (DTI)		(mSv/an)	0,1	
Paramètres microbiologiques	Escherichia Coli	n/100ml	0	
	Entérocoques	n/100ml	0	
	Bactéries sulfitoréductrices y compris les spores	n/20ml	0	

TABLEAU 2: VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS

N°	paramètres	unité	valeurs limites	tolérances aux valeurs limites anciennes installations
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCO	"	120	130
7	DBO ₅	"	35	40
8	Aluminium	"	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercure total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Étain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	3	5
24	Fer	"	3	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7