



Revoir

Applications des nanotechnologies environnementales dans l'assainissement, le traitement des eaux usées, l'eau potable, le traitement et l'agriculture

Ramona Kuhn ^{1,*} , Isaac Mbir Bryant ², Robert Jensch ¹ et Jörg Böllmann ¹

¹ Institut de technologie environnementale, Université technologique de Brandebourg Cottbus/Senftenberg, Cottbus 03046, Allemagne ; robert.jensch@b-tu.de (R.J); boellman@b-tu.de (JB)

² Département des sciences de l'environnement, Université de Cape Coast, Cape Coast 4P4872, Ghana ;

ibryant@ucc.edu.gh * Correspondance : kuhn@b-tu.de

Résumé : Aujourd'hui, les nanotechnologies (NT) sont bien implantées tant dans les ménages privés que sur les marchés commerciaux. Les NT sont pleinement acceptées dans plusieurs secteurs, tels que la médecine et la pharmacie, ainsi que dans des industries telles que la chimie, l'électricité, la production alimentaire, l'armée et d'autres secteurs commerciaux, en raison de leurs propriétés uniques. Compte tenu de la demande croissante de ressources environnementales provoquée par une population mondiale toujours croissante, l'application des technologies naturelles constitue une nouvelle branche extrêmement importante dans le secteur environnemental, offrant plusieurs avantages. Notre revue fournit un aperçu complet des développements actuels dans les domaines de l'assainissement de l'environnement, du traitement des eaux usées, du traitement de l'eau potable et de l'agriculture. Plus spécifiquement, dans la section sur l'assainissement de l'environnement, nous examinons l'application des NT pour une déchloration réductrice améliorée, l'élimination des métaux lourds et l'assainissement des déversements de pétrole. Dans la section sur le traitement des eaux usées, nous mettons en évidence les développements dans l'adsorption des métaux lourds et des substances persistantes, la dégradation photocatalytique avancée des polluants courants des eaux usées et les améliorations des processus. Dans la section sur le traitement de l'eau potable, nous discutons des applications pour une désinfection améliorée des agents pathogènes, l'élimination des métaux lourds, les traitements au point d'utilisation et l'élimination des matières organiques. Dans la dernière section, consacrée à l'agriculture, nous donnons un aperçu de l'agriculture de précision et de l'état actuel de la technique concernant les nanofertilisants, les nanopesticides, les nanoherbicides et les nano(bio)capteurs.

Mots clés : nanoparticules ; remédiation ; Eaux usées ; boire de l'eau ; l'agriculture de précision



Référence : Kuhn, R. ; Bryant, IM ; Jensch, R. ; Böllmann, J. Applications des nanotechnologies environnementales dans l'assainissement, le traitement des eaux usées, le traitement de l'eau potable et l'agriculture. Appl. Nano2022, 3, 54-90. <https://doi.org/10.3390/applnano3010005>

Rédacteur académique : Johann Michael Kohler

Reçu : 13 décembre 2021

Accepté : 28 février 2022

Publié : 17 mars 2022

Note de l'éditeur : MDPI reste neutre en ce qui concerne les revendications juridiques dans les cartes publiées et les affiliations institutionnelles.



Copyright : © 2022 par les auteurs.

Licencié MDPI, Bâle, Suisse.

Cet article est un article en libre accès distribué selon les termes et

conditions des Creative Commons

Licence d'attribution (CC BY) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

1.1. Développement historique et applications de la nanotechnologie

D'une part, les nanotechnologies (NT) font référence aux techniques de nanostructure, telles que la nanolithographie et la nanomanipulation, mais aussi aux nanomatériaux (NM) d'autre part. Les NM font généralement référence aux nanoparticules (NP), aux nanotubes, aux nanofilms et autres. L'ère de l'ingénierie des NT combine différents secteurs d'application, notamment la biologie, la biotechnologie, la chimie, la médecine, la pharmacie, l'alimentation et l'agriculture, l'environnement, l'électronique, l'ingénierie des matériaux et d'autres technologies de traitement industriel, ainsi que d'autres branches (Figure 1). On peut dire que les NM ne sont que des unités de construction à l'échelle nanométrique, depuis de petits groupes d'atomes jusqu'aux macromolécules et nanoparticules composées de complexes, couvrant généralement la plage de tailles comprise entre 1 et 100 nm. Cependant, cette gamme de tailles n'est pas suffisante pour expliquer, par exemple, pourquoi plusieurs matériaux conventionnels ont été remplacés par des NM ces dernières années [1]. Les principales raisons sont que les NT fournissent généralement aux NM des fonctionnalités polyvalentes et une réactivité améliorée, ainsi qu'une sélectivité améliorée, par rapport à leurs homologues en vrac. Cela est dû à des rapports surface/volume plus élevés, une densité plus élevée et une réactivité intrinsèque plus élevée [2,3].



Aujourd'hui, la gamme d'applications des NT est extrêmement large et comprend des secteurs commerciaux (jusqu'à 1 000 produits lancés), tels que l'industrie pétrolière et gazière, le transport d'énergie.

également très pertinent dans les ménages (par exemple, les cosmétiques, les écrans solaires UV, les vêtements résistants aux taches, les peintures), dans différents domaines de la biomédecine (par exemple, les agents d'administration de médicaments, les biocapteurs, les appareils d'imagerie médicale) et dans l'industrie alimentaire et agricole, comme ainsi que dans le secteur environnemental, y compris le traitement des eaux usées, la production d'eau potable, l'assainissement des sols et des eaux souterraines et les capteurs de pollution atmosphérique [9,15]. L'importance de toutes ces inventions a été soulignée en 2016 par l'Académie royale des sciences de Suède, qui a récompensé P. Sauvage, Sir Fraser Stoddart et B. Feringa dans le domaine de la chimie pour « la conception et la synthèse de machines moléculaires ».

1.2. Taux de production et classification des NM

Diverses informations concernant la production annuelle mondiale ont été publiées au cours des deux dernières décennies. Bao et coll. [16] ont déclaré que la production de NP est passée à 58 000 tonnes par an. Mueller et Nowack [17] ont rapporté un taux de production annuel de nanoargent d'environ 500 tonnes par an en 2008. Pour l'année 2022 en cours, on suppose que la production a considérablement augmenté. Il convient toutefois de noter que ce taux de production n'inclut pas les autres NM mais principalement les NP. Dans l'ensemble, il est très difficile d'obtenir des données complètes sur les taux de production individuels et globaux. Naghdi et coll. [18] ont rapporté des taux de production plus détaillés pour la production annuelle de 10 NM différents en Europe, aux États-Unis, en Australie et en Suisse. Ils ont montré que la production de dioxyde de nanotitane (TiO_2), ainsi que d'oxyde de nanozinc (ZnO) et de dioxyde de nanosilicium (SiO_2), est la plus élevée au monde et atteint en moyenne un taux de production annuel maximum de 40 000 tonnes, 28 000 tonnes et 55 000 tonnes, respectivement.

Selon Sousa et Ribau Teixeira [19], le taux de production de nanomatériaux dans l'Union européenne était d'environ 1 615 000 tonnes en 2016. Giese et al. [20] ont en outre estimé, sur la base de ces données, un taux de croissance annuel de 5 %. De plus, d'autres scientifiques ont estimé des tendances de croissance similaires en Europe. La plupart de ces produits placent l'Europe en tête de la production de nanomatériaux (jusqu'à 50 %), suivie par les États-Unis (jusqu'à 40 %) et l'Asie (jusqu'à 10 %) [19].

En ce qui concerne le nombre total de produits contenant des nanomatériaux, un aperçu très détaillé des nanomatériaux répertoriés est fourni depuis 2012 par la page Web «Nanodatabase» (Conseil danois des consommateurs). Cette base de données a été spécialement développée pour les nanomatériaux par le DTU Environment, le Conseil écologique danois et le Conseil danois des consommateurs, initialement financés par le Conseil européen de la recherche. D'une part, cette base de données donne de brèves informations et une description de divers produits de consommation. D'autre part, l'outil conceptuel d'aide à la décision pour les nanomatériaux (NanoRiskCat) récemment publié par Hansen et al. [21] fournit des informations sur le potentiel de tous les nanomatériaux répertoriés et leur exposition aux utilisateurs finaux professionnels, aux consommateurs et à l'environnement. Par conséquent, chaque produit se voit attribuer un code couleur indiquant le niveau d'exposition ou les effets potentiels.

Actuellement, 5325 produits de 7 catégories différentes sont répertoriés dans cette base de données (la dernière récupération des données date du 7 décembre 2021). Il existe actuellement 162 produits répertoriés pour différentes applications, notamment les batteries, le chauffage, la climatisation et la climatisation, les appareils de cuisine, le linge et l'entretien des vêtements, et 582 produits pour l'automobile, notamment l'extérieur, l'entretien, les accessoires et les véhicules. En outre, 261 produits ont été répertoriés pour l'électronique et les ordinateurs, notamment des appareils photo, des films, du matériel informatique, des écrans, des appareils mobiles et des communications ; 227 produits pour l'alimentation et les boissons, y compris la cuisine, les aliments, le stockage et les suppléments. De plus, 84 produits ont été répertoriés pour les produits destinés aux enfants, y compris les jouets et les produits de base, 3 191 produits pour la santé et le fitness, notamment les vêtements, les cosmétiques, la filtration, les bijoux, les soins personnels, les articles de sport et les crèmes solaires ; tandis que 901 produits pour la maison et le jardin, notamment le nettoyage, les matériaux de construction, l'ameublement, les bagages et les peintures. Au cours des neuf dernières années, c'est-à-dire de 2012 à 2021, les produits des catégories santé et fitness, maison, jardin et automobile ont enregistré les taux de production les plus élevés (figure 2A).

Figure 2 : Aperçu des produits contenant des NT en Europe sur la base des dernières données disponibles sur Figure 2. Aperçu des produits contenant des NT en Europe sur la base des dernières données disponibles sur Figure 2. « Nanodatabase » en juin 2021 (Copyright Danish Consumer Council, Copenhagen, Danemark, 2012). la « Nanodatabase » en juin 2021 (Copyright Danish Consumer Council, Copenhague, Danemark, 2012). (A) Nombre de nanoproducts produits en 2012 et 2021 dans sept catégories différentes. (B) Nombre de nanoproducts produits en 2012 et 2021 dans sept catégories différentes. (A) Nombre de nanoproducts produits en 2012 et 2021 dans sept catégories différentes. (B) Nombre de nanoproducts produits en 2012 et 2021 dans sept catégories différentes. Nombre de nanoproducts dans la section des déchets. Reproduit avec la permission de Hansen (B) Nombre de nanoproducts dans la section des déchets. Reproduit avec la permission de Hansen et coll. [21].

Hansen et coll. [21].





1.3. Synthèse des NM ou comment réduire une grande chose

1.3. Synthèse des NM ou comment réduire une grande chose Généralement,

il existe trois approches de la nanofabrication, c'est-à-dire l'approche descendante.

Généralement, il existe trois approches de la nanofabrication, à savoir l'approche descendante (construction sur place), l'approche ascendante (auto-assemblage) et l'approche hybride, qui (construire sur place), l'approche ascendante (auto-assemblage) et l'approche hybride, qui représente une combinaison de haut en bas et de bas en haut.

représente une combinaison de haut en bas et de bas en haut.

L'approche descendante décrit essentiellement la synthèse des nanomatériaux par destruction. L'approche descendante décrit essentiellement la synthèse des nanomatériaux en transformant le matériau en vrac en poudre en matériaux façonnés de taille nanométrique. Physique différent

structurer le matériau en vrac sur de la poudre en matériaux façonnés de taille nanométrique. Différentes méthodes physiques telles que la gravure, le broyage à billes, le broyage/traisage, le dépôt physique en phase vapeur (PVD), les méthodes classiques telles que la gravure, le broyage à boulets, le broyage/broyage, le dépôt physique en phase vapeur et plusieurs techniques de lithographie différentes sont applicables [5]. L'approche descendante (PVD), et plusieurs techniques de lithographie différentes sont applicables [5]. L'approche descendante est couramment appliquée pour produire des structures avec un ordre à longue portée et pour réaliser une macro- approche est couramment appliquée pour produire des structures avec un ordre à longue portée et pour établir des connexions scopiques. Ainsi, les approches descendantes trouvent de larges applications dans la miniaturisation

connexions macrosopiques. Ainsi, les approches descendantes trouvent de larges applications dans les technologies à courant miniature (par exemple, la microélectronique), mais produisent également des NP appropriées pour l'habilement, en utilisant les technologies actuelles (par exemple, la microélectronique), mais aussi en produisant des NP adaptées aux écrans solaires en tissu ou en matériaux de construction plus légers nécessaires.

des crèmes solaires ou des matériaux de construction plus légers sont nécessaires.

L'approche ascendante décrit l'auto-assemblage et la structuration moléculaire par atome. Cette approche est principalement basée sur la chimie

L'approche ascendante décrit l'auto-assemblage et la structuration moléculaire en contrôlant l'arrangement atome par atome. Cette approche est principalement basée sur la chimie

contrôler l'arrangement atome par atome. Cette approche est principalement basée sur la chimie

de couches atomiques (ALD) et le dépôt de couches moléculaires (MLD). Les deux techniques chimiques telles que le dépôt de couches atomiques (ALD) et le dépôt de couches moléculaires (MLD). La nanofabrication en phase vapeur chimique (CVD) est une autre façon d'appliquer les approches ascendantes pour produire des ordres à court terme, tels que des ordres complexes.

les approches ascendantes sont couramment appliquées pour produire des ordres à court terme, tels que des ordres complexes.

Les approches ascendantes sont couramment appliquées pour produire des ordres à court terme, tels que des ordres complexes.

dispositifs tels que ALD est une approche appropriée pour produire des nanomatériaux inorganiques, tandis que MLD convient à la production de nanomatériaux organiques.

Dans la littérature récente, continue plusieurs descriptions de la nanofabrication en ce qui concerne différentes approches ascendantes et plusieurs des origines de la nanofabrication sont mentionnées.

différentes approches ascendantes et plusieurs des origines de la nanofabrication sont mentionnées.

Cette approche peut fournir certains avantages techniques existants à côté de ceux mentionnés ci-dessus.

ascendantes [80], l'approche hybride prototypique principal estant des hybridations descendantes et ascendantes [80], l'approche hybride prototypique principal estant des hybridations descendantes et ascendantes [80], l'approche hybride prototypique principal estant des hybridations descendantes et ascendantes [80]

Les nanoparticules de silice obtenues de matériaux organiques et inorganiques, sont devenues une autre façon de préparer des nanostructures.

utilisés comme agents réducteurs pour favoriser la formation et la production de différents morphologies.

utilisés comme agents réducteurs pour favoriser la formation et la production de différents morphologies ,

nanostructures préparées par la méthode de réduction-extraction [27,29]. A première vue, des organismes de différentes bactéries et les champignons peuvent également être utilisés pour faciliter la fabrication de différents [30,31].

Récemment, la synthèse de TiO₂ nanométrique par des souches bactériennes telles que

comme Bacillus mycoides et B. subtilis ont été signalés [32,33].

Enfin, on peut conclure que les nanomatériaux constituent un large groupe de matériaux nanométriques applicables dans presque toutes les branches scientifiques et commerciales. De plus, tous ces différents nanomatériaux classés et catégorisés mériteraient certainement une attention plus grande lors d'une étude de la littérature. Cependant, cette revue se concentrera désormais sur les NP et les nanocomposites en raison de leurs applications très larges dans l'assainissement, leur utilisation réussie dans le traitement des eaux usées et la production d'eau potable, ainsi que dans d'autres domaines.

2. Utilisation des nanotechnologies dans la réhabilitation de l'environnement

L'application des NT, ou plutôt des NP, est un domaine en plein essor dans les approches de réhabilitation de l'environnement. Cependant, avant d'aborder plus en détail les nombreux avantages et certains inconvénients des NT pour la réhabilitation environnementale, un bref aperçu des approches conventionnelles de réhabilitation environnementale est utile pour bien comprendre et considérer le potentiel des NT dans ce secteur environnemental spécifique.

2.1. Approches conventionnelles d'assainissement de

l'environnement L'assainissement de l'environnement consiste à inverser ou à arrêter les dommages environnementaux causés par les sites de déchets dangereux. Ces pollutions environnementales sont généralement causées par des solvants et autres matières organiques, des métaux lourds (tels que le plomb, le chrome, le zinc, le cadmium, l'arsenic, le fer, le mercure, le cuivre) et des produits pétroliers qui pénètrent dans les sédiments et les sols et se retrouvent finalement dans les eaux souterraines et les aquifères. Les entreprises publiques et privées contribuent principalement à ces contaminations environnementales [34]. Par exemple, de grandes quantités de métaux lourds sont lessivées au cours du processus minier. Ces eaux usées spécifiques ne sont pas toujours traitées de la bonne manière avant leur rejet dans les rivières [35-37]. Ainsi, les métaux lourds solubilisés peuvent facilement migrer dans les sédiments, les sols et les eaux souterraines, constituant ainsi une contamination dangereuse à long terme. De plus, les usines de fabrication opérationnelles, les industries chimiques et pétrolières peuvent provoquer des contaminations environnementales en libérant des matières organiques et des solvants via des fuites et une mauvaise manipulation des déchets. Une autre source de déchets dangereux entraîne des fuites dans les réservoirs de stockage souterrains. Selon Karn et coll. [34], jusqu'à 80 % des sites de contamination dangereux font référence à des contaminations des eaux souterraines aux États-Unis. Ils ont en outre déclaré que cela est particulièrement important, étant donné que plus de la moitié de la population américaine dépend des eaux souterraines pour boire.

Les coûts d'assainissement, notamment pour les eaux souterraines, sont très élevés. L'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) a estimé en 2004 le coût de l'assainissement, y compris les activités de construction et de post-construction, à environ 250 milliards de dollars, par plusieurs programmes de nettoyage uniquement aux États-Unis [34]. Plus récemment, Mondal et al. [38] ont rapporté que l'EPA des États-Unis a désormais répertorié plus de 1 750 sites de déchets dangereux contaminés aux États-Unis, dont seulement 417 ont été assainis jusqu'à présent. Cependant, les sites de déchets dangereux ne constituent pas seulement un problème courant aux États-Unis, mais aussi à l'échelle mondiale [39]. Chen et Ye [40], par exemple, ont rapporté qu'en Chine, plus de 3,3 millions d'hectares sont contaminés avec une tendance à la hausse. Khan et coll. [34] ont déclaré dans leur étude qu'à l'échelle mondiale, environ plus de 5 millions de sites de déchets dangereux sont contaminés par des éléments toxiques tels que des métaux lourds et des composés organiques provenant des eaux usées.

Le développement de stratégies de traitement rentables est donc fortement encouragé. Généralement, les approches de nettoyage peuvent être réalisées soit ex situ, soit in situ [2]. Le choix d'une approche appropriée dépend du type de contamination (Figure 4). Par exemple, les contaminations par des métaux lourds peuvent être traitées ex situ par adsorption. Cette approche est mieux connue sous le nom de « pomper et traiter ». Cependant, la contamination organique peut être traitée ex situ par photodégradation, oxydation chimique ou biodégradation. Les approches ex situ étaient des stratégies de traitement développées antérieurement, dans lesquelles les eaux souterraines contaminées sont pompées vers un réacteur de traitement conçu. Le traitement peut être physique, chimique et/ou biologique. Parfois, des combinaisons de traitements physiques, chimiques et biologiques sont nécessaires, ce qui rend cette approche très coûteuse. De plus, l'exigence de plusieurs puits et pompes et d'une conception de réacteur très spécifique pour des traitements plus efficaces

Il s'agissait de stratégies de traitement développées antérieurement dans lesquelles les eaux souterraines contaminées étaient pompées vers un réacteur de traitement conçu. Le traitement peut être physique, chimique et/ou biologique. Parfois, des combinaisons de traitements physiques, chimiques et biologiques sont nécessaires, ce qui rend cette approche très coûteuse. De plus, la nécessité de plusieurs puits et pompes ainsi qu'une conception de réacteur très spécifique pour des traitements efficaces augmentent encore les coûts. Après une purification réussie, l'eau traitée doit être ramenée, ce qui augmente les coûts. Après une épuration réussie, l'eau traitée doit être ramenée, ce qui augmente les coûts. les eaux souterraines, qui nécessitent également des moteurs de pompage, c'est-à-dire des coûts élevés pour l'alimentation électrique, et les eaux souterraines, qui nécessitent également des moteurs de pompage, c'est-à-dire des coûts élevés pour l'alimentation électrique. C'est pour cette raison que le développement d'approches alternatives était nécessaire. Les approches in situ peuvent être facilement réalisées sans épuiser les installations de plusieurs puits. Les approches in situ peuvent être facilement réalisées sans épuiser les installations de plusieurs puits. Les pompes et réacteurs de traitement spécifiques. Ce traitement nécessite, d'une part, des puits, des pompes et des réacteurs de traitement spécifiques. Ce traitement nécessite, d'une part, la livraison de la contamination et, bien sûr, d'autre part, d'excellentes compétences sur le comportement de migration de la contamination dans les eaux souterraines ainsi que connaissance des paramètres spécifiques des eaux souterraines concernant la vitesse de l'eau, la chimie de l'eau, la physiologie de l'eau, la microbiologie de l'eau, etc. Via des puits par exemple, la physique chimique et/ou biologique, la de traitement biologique peut être soit amélioré, soit stimulé par des injections de liquide. le processus de traitement peut être soit amélioré, soit stimulé par des injections de liquide. et/ou des réactifs ou substrats gazeux.

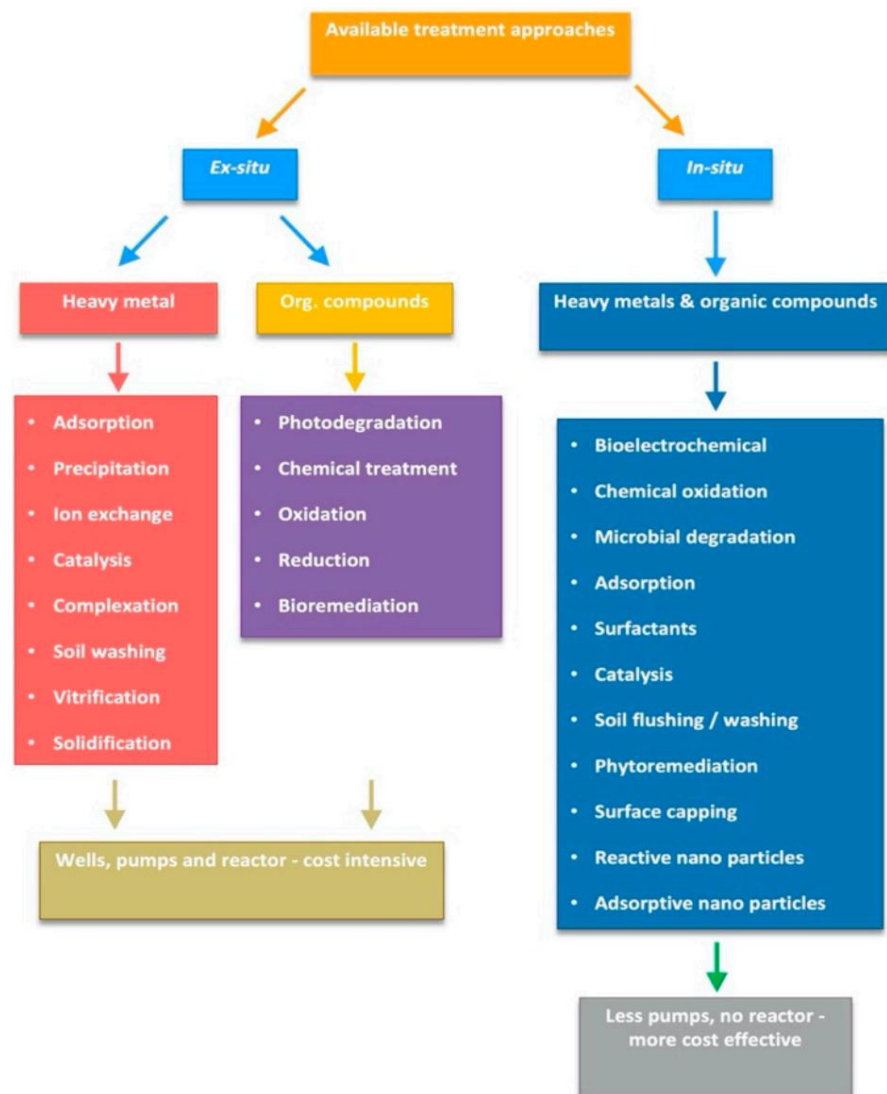


Figure 4. Aperçu des approches courantes de traitement ex-situ et in-situ pour l'assainissement de l'environnement.

Concernant la réhabilitation in situ des sols et des sédiments, physiques, chimiques et biologiques les méthodes sont également applicables. Les méthodes physiques d'assainissement des sols et des sédiments comprennent captage et rinçage des polluants organiques hydrophobes (c'est-à-dire en utilisant des mélanges d'eau et tensioactifs) et les traitements thermiques pour la contamination organique volatile (c'est-à-dire l'amélioration leur mobilité, leur volatilisation et leur destruction). Les méthodes chimiques comprennent l'adsorption, échange d'ions, oxydation et réduction. Très souvent, le charbon actif est appliqué efficacement pour réduire les polluants organiques et inorganiques dans l'eau interstitielle. Méthodes biologiques

utilisent couramment l'apport de substrat pour initier ou améliorer la biodégradation. Chanson et coll. [41] ont fourni un excellent aperçu décrivant ces approches spécifiques plus en détail.

2.2. Assainissement de l'environnement Application des NT

Ces dernières années, l'application des NT, en particulier des NP pour l'assainissement, est devenue considérablement populaire. Ils sont principalement bénéfiques pour la transformation rapide et/ou la détoxification de plusieurs contaminations à long terme sur les sites de déchets dangereux en raison de leur réactivité intrinsèque plus élevée. Certes, l'une des applications les plus importantes des NP dans l'assainissement des sols et des eaux souterraines conduit à la production de fer zérovalent nanométrique (nZVI) modifié en surface.

NP. Le succès du nZVI par rapport aux espèces réactives du fer courantes est dû à sa cinétique rapide, à ses perturbations limitées de l'environnement, à sa nature non toxique et à sa rentabilité [34,38,42].

Plusieurs études portant sur différentes applications des NP nZVI ont été publiées dans la littérature récente. Par exemple, le nZVI a été appliqué pour éliminer les hydrocarbures aliphatiques chlorés [43], le mélange d'acide polylactique [44], la contamination du diesel [45] ou les métaux lourds tels que le chrome [46] et autres. Kheshtzar et coll. [47] ont souligné l'utilisation des NP nZVI pour la dépollution des polluants organiques en raison de leur réaction catalytique efficace de type Fenton. En présence d'oxygène, les NP nZVI produisent des espèces réactives de l'oxygène, c'est-à-dire des radicaux libres dégradant les polluants organiques [48].

Kheshtzar et coll. [47] ont souligné que le comportement chimique de la participation des NP nZVI pendant la réhabilitation est très complexe en dehors des processus de transformation chimique médiés par les radicaux. Des processus simultanés tels que l'adsorption, la réduction, la dissolution et la précipitation peuvent se produire facilement en appliquant du nZVI.

Concernant la dégradation des polluants organiques courants du sol, He et al. [43] ont montré dans leur évaluation sur le terrain que le perchloroéthylène (PCE) et le trichloroéthylène (TCE) pouvaient être dégradés de manière abiotique à l'aide de NP nZVI après l'injection de 682 L de NP de fer stabilisées à la carboxyméthylcellulose. Ils ont étudié deux charges d'injection différentes, soit 0,2 g L⁻¹ et 1,0 g L⁻¹, respectivement. Ils ont constaté dans les deux cas une dégradation abiotique maximale du PCE et du TCE dans les deux semaines suivant l'injection. Ils ont conclu que la diminution de la cinétique de dégradation était le résultat de l'épuisement du pouvoir de réduction des NP nZVI. En outre, ils ont constaté que l'injection stimulait la déchloration biologique in situ à long terme, où le mZVI servait d'excellent donneur d'hydrogène. Luna et coll. [49] ont rapporté une observation similaire avec une suspension nZVI NP à micro-échelle spécialement conçue pour les applications sur le terrain testant la dégradation. Ils ont obtenu des taux d'élimination compris entre 94 % et 100 % pour les hydrocarbures aliphatiques chlorés dans la journée suivant l'injection (concentration initiale de PCE 3,5 mg L⁻¹). Ils ont surveillé l'aquifère pendant plus de 150 jours après l'injection de la boue de fer et ont constaté une concentration croissante de PCE après 30 jours, récupérant jusqu'à 50 % de la concentration initiale. Cette concentration de PCE est restée stable jusqu'à la fin du suivi, soit jusqu'au jour 162. Ils ont conclu que la bouillie de fer injectée après trois semaines présentait non seulement une cinétique réduite mais induisait également une déchloration biologique in situ. Ainsi, pour l'assainissement in situ des hydrocarbures aliphatiques chlorés, le traitement abiotique via les NP nZVI favorise et stimule positivement la dégradation biologique in situ à long terme dans les aquifères. Par conséquent, les intervalles d'injection et la quantité de NP nZVI pourraient être considérablement réduits par rapport aux particules de fer conventionnelles.

Malgré ces applications bénéfiques des NP nZVI, il existe également des études qui étudient plus en détail le devenir des NP nZVI après injection en ce qui concerne les réactions à long terme. Bennett et coll. [50] ont montré que le nZVI perd sa mobilité avec le temps. Ils ont évalué le transport in situ de particules nanométriques nZVI avec un traceur conservateur grâce à des tests push-pull et ont découvert que les NP perdent leur mobilité avec le temps en raison des interactions entre les particules et les sédiments de l'aquifère. Par conséquent, leur distribution dans l'aquifère pourrait être limitée dans certains pores des eaux souterraines ayant des vitesses plus faibles. Pour cette raison, les auteurs ont recommandé de maintenir des vitesses de pores élevées dans les eaux souterraines pendant l'injection afin d'augmenter les distances de transport par advection (par exemple, les puits de circulation des eaux souterraines).

Mais le transport et la distribution ne sont pas les seules préoccupations. Les processus possibles de transformation chimique des NP nZVI après un assainissement réussi ont été étudiés de manière critique. Généralement, les NP sont injectés dans l'aquifère et y restent. Jusqu'à présent, seulement quelques-uns

des études ont étudié la transformation minéralogique du nZVI dans l'assainissement des eaux souterraines causée par l'agrégation et l'oxydation. Avec une étude à long terme sur 2,5 ans, Su et al. [51] ont démontré que les NP nZVI étaient finalement transformées en particules sphériques inoffensives de type latte jaunâtre ressemblant à des lattes et à la ferrihydrite dans la partie supérieure de l'aquifère. Ils ont en outre conclu que le nZVI injecté peut provoquer des changements spectaculaires dans les paramètres biochimiques des eaux souterraines, ce qui peut également favoriser un état réducteur.

Dans certains cas, les processus de transformation sont provoqués par le vieillissement des NP nZVI, ce qui peut conduire à des réactions inverses, comme lors de l'adsorption de métaux lourds. En particulier, les NP nZVI sont également utilisés pour l'élimination des métaux lourds dans l'assainissement des sols et des eaux souterraines en raison de leur cinétique d'adsorption rapide. Certaines préoccupations ont été soulevées concernant la libération de NP après une adsorption réussie sur de longues périodes en raison du vieillissement. Ce processus est très souvent provoqué par une oxydation, qui peut libérer des métaux lourds dans l'eau. Calderon et Fullana [52] ont étudié ce phénomène pour différents métaux lourds et ont montré qu'après 21 jours de contact, le cadmium et le nickel étaient remis en suspension à hauteur de 65 % et 27 %, respectivement. L'oxydation et la corrosion involontaires du nZVI ont été provoquées par la présence d'oxygène dissous, ce qui a également entraîné une diminution du pH en dessous de 7,5. Les baisses de pH peuvent conduire à la remobilisation des métaux lourds. Ainsi, le vieillissement des NP nZVI peut diminuer l'efficacité de l'élimination et constitue un problème sérieux qui doit être soigneusement pris en compte avant de traiter les contaminations par des métaux lourds dans les sédiments, les sols et les eaux souterraines.

Un autre problème important qui limite encore l'application des NP, y compris le nZVI, pour l'assainissement des sols et des eaux souterraines est l'agglomération. La plupart des NP ont tendance à s'agglomérer, perdant ainsi considérablement leurs propriétés spécifiques. Pour surmonter ce grave problème, de nos jours, plusieurs NP sont supportées par des supports tels que le charbon actif, le biocharbon, l'alumine, la zéolite et diverses silices [53,54].

Récemment, différents nanométaux stabilisés avec des supports ont été étudiés pour éliminer le chrome hexavalent (Cr^{6+}), qui constitue toujours une menace sérieuse pour l'assainissement des eaux souterraines. Par exemple, Sathya et al. [55] ont rapporté l'application de NP d'oxyde de fer chargées de billes d'alginate de sodium pour éliminer le chrome hexavalent (Cr^{6+}) de l'eau contaminée. Ils ont constaté que ces NP réduisaient près de 50 % de Cr^{6+} à pH 7,0 en 15 jours, ce qui correspond à une concentration initiale de 100 ppm. L'efficacité d'élimination a été encore améliorée jusqu'à 90 % de Cr^{6+} lorsque le pH a été abaissé à 2,5. L'auteur a conclu que leurs NP synthétisées étaient très efficaces, respectueuses de l'environnement et ne nécessitaient que de faibles coûts de synthèse. Des études d'évaluation sur le terrain doivent cependant être réalisées de toute urgence pour confirmer leur potentiel d'assainissement. Les taux d'élimination élevés signalés ont été obtenus dans des conditions standardisées, c'est-à-dire sans réaction chimique concurrente, ce qui limite souvent et/ou diminue considérablement l'efficacité de l'élimination. Wang et coll. [56] ont rapporté le développement de NP de sulfure de fer (FeS) stabilisées avec de la carboxyméthylcellulose pour une élimination améliorée du Cr^{6+} dans les eaux souterraines contaminées et les sols saturés. Ils ont effectué différents tests par lots et sur colonnes pour déterminer l'efficacité de l'élimination. Lors des tests par lots, ils ont déterminé une capacité d'élimination de 1 046,1 mg de Cr^{6+} par gramme de FeS NP et ont souligné que la principale réaction chimique en cours comprenait l'adsorption, la réduction et la co-précipitation.

De plus, ils n'ont trouvé aucun effet d'adsorption concurrent significatif causé par la matière organique naturelle. La capacité d'élimination élevée a été confirmée lors des tests sur colonne où la concentration de l'effluent était toujours inférieure à $5 \mu\text{g L}^{-1}$ après l'élution de 45 volumes de pores de colonne à travers le lit de la colonne FeS NPs. Reste que des évaluations sur le terrain doivent être menées pour confirmer ces résultats très prometteurs.

Outre les NP à base de métaux stabilisés, les NP bimétalliques ont également été récemment signalées comme des candidats prometteurs à l'assainissement en raison de leur activité plus élevée d'adsorption de Cr^{6+} . Par exemple, Ou et al. [57] ont développé des NP bimétalliques fer/aluminium pour l'assainissement des eaux souterraines contaminées par Cr^{6+} . Ils ont déterminé une capacité d'élimination de 1,47 g Cr^{6+} par gramme de NP Fe/Al . Comme Wang et al. [56], ils ont également identifié l'adsorption, la réduction et la précipitation comme les principaux mécanismes d'élimination du Cr^{6+} . Après adsorption, la réduction de Cr^{6+} a provoqué une libération de OH^- et conduit à une précipitation d'hydroxyde de chrome, qui a ensuite été empêché de migrer davantage dans l'aquifère contaminé. NP bimétalliques

bien établi en raison de sa simplicité d'application, de son faible coût et de son label écologique. Cependant, bien établi en raison de sa simplicité d'application, de son faible coût et de son label écologique. Cependant, effets à long terme sur le comportement environnemental des NM artificiels sur les sédiments, le sol, effets à long terme sur le comportement environnemental des NM artificiels sur les sédiments, le sol, les eaux souterraines et l'écosystème des eaux marines restent un gros problème d'incertitude, qui devrait ne soit pas négligé. Compte tenu de cela, la revue actuelle de Qian et al. [62] est fortement recommandé de ne pas être négligé. Compte tenu de cela, la revue actuelle de Qian et al. [62] est fortement recommandé aux lecteurs intéressés. Cette revue résume de manière critique les effets dangereux des NM, conduisant à des réparations aux lecteurs intéressés. Cette revue résume de manière critique les effets dangereux de à une toxicité potentielle pour les plantes terrestres, les organismes du sol et la santé humaine. Les principaux ad- NM conduisant à une toxicité potentielle pour les plantes terrestres, les organismes du sol et la santé humaine. Les avantages et les inconvénients de l'application de l'assainissement par les NP sont résumés ci-dessous (Fig. : les principaux avantages et inconvénients de l'application de l'assainissement par les NP sont résumés ci-dessous (figure 5).



Les NT et, en particulier, les NP ont également trouvé de larges applications dans le secteur industriel et secteur du traitement des eaux usées municipales. Les sources d'eaux usées industrielles typiques proviennent généralement de l'industrie textile, de l'industrie du cuir, de l'industrie chimique et des secteurs médical et médical. industrie pharmaceutique. Dans le traitement des eaux usées municipales, application avancée de Les NT sont, quant à eux, établis via des processus d'adsorption, de dégradation photocatalytique et en partie par des procédés de filtration membranaire. Ces différentes applications des NT dans les eaux usées Le traitement sera discuté plus en détail dans les sous-chapitres suivants.

3.1. L'adsorption des métaux lourds en tant que pollution courante des eaux

usées L'adsorption est une méthode physico-chimique simple utilisée pour purifier les eaux usées nocives des métaux lourds et/ou des polluants organiques. Dans ce cas précis, l'adsorption superficielle sur des adsorbants solides s'effectue grâce à des forces électrostatiques. Ceux-ci peuvent être provoqués, par exemple, par des groupes hydroxyle et/ou d'autres groupes fonctionnels, ce qui donne lieu à une surface sorbante chargée positivement ou négativement. En fonction de la charge de contaminants à éliminer, des adsorbants de charges opposées sont appliqués. L'efficacité de l'adsorption est caractérisée par des interactions chimiques à la surface des adsorbants. Les principaux paramètres influençant l'adsorption sont le pH, la température, la durée d'agitation (c'est-à-dire le temps de contact), la concentration initiale de la substance à adsorber et le dosage de l'adsorbant. Une grande flexibilité de fonctionnement et une conception de processus simple (c'est-à-dire équipement et configuration) sont des avantages majeurs, ainsi qu'une large gamme de contaminants cibles, en particulier lorsque le charbon actif (AC) est utilisé comme adsorbant. Dans le cas de l'adsorption de métaux lourds, des adsorbants tels que l'AC ou des biomatériaux peuvent également être générés plusieurs fois, ce qui rend ce processus plus rentable [63]. Malheureusement, leur efficacité d'élimination préférée ne peut pas toujours être obtenue par régénération.

Dans l'adsorption conventionnelle, l'AC est utilisé non seulement en raison de sa gamme d'applications polyvalente et large, mais également en raison de la simplicité de la modification chimique par dopage de surface, ce qui entraîne une plus grande sélectivité des contaminations cibles spécifiques. Cependant, la climatisation produite à partir de charbon et de matériaux naturels, tels que les coques de noix de coco et autres, la rend encore chère. Les prix courants, par exemple, pour l'élimination du chrome à l'aide d'une absorbance AC commerciale peuvent varier entre 0,30 kg⁻¹ USD et 1,37 kg⁻¹ USD, offrant des capacités d'adsorption comprises entre 2,18 g kg⁻¹ et 15,47 g kg⁻¹, respectivement. Le prix peut facilement augmenter jusqu'à 20,00 USD et même plus si des capacités d'adsorption de chrome plus élevées, jusqu'à 50 g kg⁻¹, sont requises [64].

Des prix aussi élevés pour les adsorbants sont de loin peu pratiques et représentent un facteur limitant pour une application commerciale ultérieure, pas seulement dans le traitement des eaux usées.

Ainsi, les faibles capacités d'adsorption par rapport aux coûts d'adsorption relativement élevés ont obligé les scientifiques à rechercher et développer des matériaux adsorbants alternatifs, notamment en ce qui concerne l'élimination des métaux lourds [63]. Outre les développements ultérieurs utilisant l'AC avec plusieurs modifications de surface différentes, de nouveaux nano-adsorbants attirent de plus en plus l'attention depuis quelques années. En raison de leur rapport surface/volume plus élevé, les nano-adsorbants peuvent présenter des sites d'adsorption plus accessibles, une réactivité plus élevée et une affinité plus forte pour les métaux lourds.

Différents nanomatériaux, comme le graphène, les fullerènes, les oxydes nanométriques comme ZnO, Fe₂O₃, Al₂O₃, MnO₂ ou TiO₂, et les structures métallo-organiques (MOF) ont entre-temps été développés et ont montré des capacités d'adsorption extraordinaires envers les métaux lourds comme le Cr, l'arsenic, cadmium, plomb, cuivre et autres. Le tableau 1 résume les derniers résultats basés sur des expériences d'adsorption de métaux lourds dans des conditions expérimentales standardisées.

Les découvertes et les nouveaux résultats rapportés ci-dessous n'ont peut-être pas encore de lien direct avec l'application des eaux usées, mais ils démontrent les premiers stades de développement des applications dans ce domaine.

Par exemple, des nanoparticules d'oxyde de zinc (ZnO NP) ont été étudiées pour interagir sélectivement avec Cr³⁺ [65]. Dans des expériences par lots, les NP de ZnO ont présenté une très forte affinité pour Cr³⁺ pour une plage de pH optimale de 3 à 7 et un temps de contact très court de 20 min. Il convient de mentionner que l'auteur a également montré que les NP de ZnO adsorbaient sélectivement le Cr³⁺ des eaux usées dentaires, qui contenaient un mélange de métaux lourds, notamment Ni²⁺, Pb²⁺, Cu²⁺ et Cr³⁺. La forte affinité des NP de ZnO envers Cr³⁺ a abouti à une capacité d'adsorption maximale de 88,6 mg g⁻¹, ce qui est de loin nettement supérieur à celui d'autres sorbants comme AC.

Hormis le Cr³⁺, l'élimination du Cr⁶⁺ est plus prioritaire car sa toxicité est plus de 100 fois supérieure à celle du Cr³⁺ [66]. Ces dernières années, plusieurs chercheurs ont rapporté le développement de différents matériaux adsorbants à base de nanoparticules présentant des capacités d'absorption améliorées du Cr⁶⁺ (Tableau 1). En particulier, Periyasamy et al. [67] ont rapporté un adsorbant biocomposite à base d'oxyde de nano-graphène pour éliminer le Cr⁶⁺ de l'eau. Ils ont atteint un maxi

capacité d'adsorption de $42,64 \text{ mg g}^{-1}$. Ils ont en outre souligné qu'à un pH acide, l'adsorption du Cr^{6+} était généralement plus élevée, ce qui concorde avec d'autres rapports scientifiques confirmant des capacités d'adsorption accrues du Cr^{6+} à un pH acide. Il y a principalement deux raisons à cela. D'une part, le pH influence le comportement de la surface d'adsorption, c'est-à-dire que le pH acide entraîne une charge électronique de surface et une protonation des espèces dominantes des groupes fonctionnels. D'autre part, le dichromate ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$), qui est l'espèce ionique dominante du Cr^{6+} à un pH acide, conduit à une adsorption plus forte sur les sites de surface protonés, augmentant ainsi la capacité d'adsorption. Cela conduit au fait que pour les techniques d'assainissement, des capacités d'adsorption réduites doivent être prises en compte lorsque le traitement est effectué à un pH neutre, à moins que des matériaux adsorbants avancés ne soient développés avec des capacités d'adsorption considérablement plus élevées à un pH neutre.

Periyasamy et coll. [67] ont appliqué leur nouvel oxyde de nano-graphène biocomposite à des eaux souterraines contaminées par du chrome collectées dans une zone industrielle voisine et ont montré que leur adsorbant éliminait complètement le Cr^{6+} de l'eau à pH neutre. Ce résultat est remarquable car il démontre l'applicabilité des NP à l'assainissement des eaux souterraines en tant qu'alternative appropriée aux adsorbants conventionnels à très faibles doses. De plus, les auteurs ont également déclaré que la régénération avec NaOH était réalisable et ont proposé jusqu'à cinq cycles sans perte significative de l'efficacité d'élimination du biocomposite.

Dans l'ensemble, plusieurs nouveaux nano-absorbants pour l'élimination du Cr^{6+} ont été récemment signalés, indiquant des capacités d'adsorption extrêmement élevées. Cependant, la plupart d'entre eux ont été obtenus à un pH acide et les lecteurs doivent savoir comment interpréter les résultats rapportés. Par exemple, des capacités d'adsorption de Cr^{6+} allant jusqu'à $970,9 \text{ mg g}^{-1}$ ont été rapportées pour des nanotubes de carbone magnétiques dopés à l'azote [68]. Néanmoins, une condition de pH acide fort est requise pour cette capacité d'adsorption extrêmement élevée ; ainsi, il nécessite une dose d'acide élevée, ce qui pourrait entraîner une augmentation des coûts de traitement. Il reste douteux que des capacités d'adsorption aussi élevées soient justifiées par des conditions de traitement défavorables et peu pratiques en termes d'assainissement et de stratégies spécifiques de traitement des eaux usées. En ce qui concerne l'exploitation des stations d'épuration, les problèmes environnementaux et les réglementations juridiques pourraient constituer un obstacle supplémentaire à l'application de ces matériaux nano-absorbants pour l'élimination du Cr^{6+} .

Comme le chrome, l'arsenic (As) est également l'un des polluants toxiques les plus prioritaires, principalement éliminés des eaux usées par des processus d'adsorption. Il existe plusieurs publications mettant en avant d'excellentes capacités d'adsorption basées sur différents nano-absorbants, notamment pour l'arséniate (As^{5+}). Dans les eaux usées, As peut se présenter sous forme d'arséniure (As^{3+}) et/ou d'arséniate (As^{5+}). Les deux formes ioniques sont cancérigènes et présentent des effets toxiques à des concentrations infimes. Selon Shan et al. [69], le premier est 20 à 60 fois plus toxique et difficile à éliminer. Par conséquent, As^{3+} est souvent simplement oxydé puis adsorbé par des interactions électrostatiques, une complexation de surface et une interaction chimique [70]. Le choix du bon matériau adsorbant est bien entendu de la plus haute importance pour l'adsorption de l'arséniate. On sait maintenant que certains adsorbants peuvent réduire As^{5+} en As^{3+} hautement toxique, qui s'adsorbe souvent moins sur le même adsorbant. Certains produits de biocharbon et, en particulier, le fer zérovalent ont été signalés comme adsorbants réducteurs pour l'arséniate [71, 72]. Wang et coll. [70] ont développé des NP d'oxyde de cérium trivalent qui présentent une affinité plus élevée pour As^{5+} que pour As^{3+} . Ils ont rapporté une capacité d'adsorption maximale de 220 mg g^{-1} pour As^{5+} . Les auteurs ont déclaré que l'adsorption était ultra-forte et entraînait donc une adsorption irréversible.

Bhaumki et coll. [73] ont rapporté le développement de nanofibres composites polyaniline/ FeO pour l'élimination par adsorption d' As^{3+} et d' As^{5+} à pH neutre. Le nanocomposite a atteint des taux d'élimination allant jusqu'à près de 100 % de pH 3 à 7 pour As^{3+} et As^{5+} . De plus, des capacités d'adsorption maximales similaires ont été atteintes (tableau 1). Par conséquent, les auteurs ont déclaré que le matériau développé pourrait être un adsorbant prometteur pour l'approvisionnement en eau potable dans les communautés à faible revenu. Par conséquent, ces capacités d'adsorption améliorées peuvent également conduire à des doses plus faibles d'adsorbants, rendant l'approche plus respectueuse de l'environnement.

Un autre métal lourd important à éliminer des eaux usées est le cadmium (Cd^{2+}), qui provient de l'industrie minière, de l'industrie des pâtes et papiers, de l'industrie des teintures et bien d'autres. Le Cd^{2+} est hautement toxique à l'état de traces et peut provoquer le cancer chez l'homme et le foie.

et des lésions sanguines et d'autres dysfonctionnements. Les capacités d'absorption rapportées sur les nouveaux nano-absorbants sont comparativement élevées et varient généralement de 150 mg g⁻¹ à plus de 600 mg g⁻¹. Sheela et Nayaka [74] ont rapporté des capacités d'adsorption extraordinairement élevées pour le Cd²⁺. Ils ont développé des NiO NP applicables dans la plage de pH neutre à basique. Ils ont déclaré que le Cd²⁺ se présente principalement sous forme de cation bivalent (Cd²⁺) en dessous d'un pH de 8,0. Ils ont découvert qu'entre pH 6 et 8, l'adsorption du Cd²⁺ est un processus combiné d'adsorption et de précipitation des métaux qui peut conduire à des taux d'élimination élevés. Ils ont en outre montré que le processus d'adsorption est principalement un échange d'ions entre le cation métallique et les ions H⁺ des sorbants. Par conséquent, une diminution du pH de la solution peut facilement se produire, favorisant une adsorption ultérieure si le pH est compris entre 6 et 8. Généralement, des capacités d'adsorption plus élevées peuvent être obtenues à un pH plus élevé, c'est-à-dire supérieur à 10. Néanmoins, la précipitation peut alors être le processus concurrent entraînant la production de boues toxiques doit être éliminé. Ainsi, il est préférable d'effectuer l'adsorption du Cd²⁺ à un pH neutre où la précipitation ne submerge pas le processus d'adsorption.

En ce qui concerne la contamination des eaux usées, le plomb (Pb²⁺) doit également être pris en compte car ce métal lourd est souvent une impureté issue de l'industrie du tannage et de la teinture du cuir. Huang et coll. [75] ont souligné que ces eaux usées présentent une complexité plus élevée en raison de la coexistence de métaux lourds et de colorants organiques. Comme la plupart des métaux lourds, le Pb²⁺ provoque également des effets cancérogènes et est toxique à l'état de traces. Le Pb²⁺ a tendance à se bioaccumuler et à provoquer des maladies du sang. Ainsi, l'élimination efficace du Pb²⁺ est de la plus haute importance pour protéger à la fois les êtres humains et la vie aquatique. Différentes technologies de traitement ont été récemment proposées, telles que la précipitation, l'osmose inverse, l'échange d'ions et l'adsorption de surface [76]. Cependant, l'adsorption en surface était souvent préférée en raison de sa grande sélectivité et de l'absence de polluants secondaires. Des capacités élevées d'adsorption de Pb²⁺ ont été récemment rapportées pour de nouvelles NP présentant différentes modifications. Sheela et Nayaka [74] ont mis en évidence une capacité d'adsorption de 909 mg g⁻¹ de Pb²⁺ sur les NP NiO. Les auteurs ont justifié la haute sélectivité du nouveau matériau sur la base des propriétés des ions métalliques. La sélectivité des NP NiO envers Pb²⁺ résulte du rayon des ions métalliques, du poids atomique, de l'électronégativité et d'autres paramètres. Dans leurs expériences, Sheela et Nayaka [74] ont découvert que le Pb²⁺ surpassait le Cd²⁺; ainsi, ils ont proposé des NiO NP pour l'élimination du Pb²⁺, de préférence par adsorption. De plus, Egbosiuba et al. [77] ont développé et étudié de nouveaux matériaux NP et des nanotubes de carbone à parois multiples (MWCNT) pour l'adsorption améliorée de plusieurs métaux lourds, dont le Pb²⁺. Ils ont également comparé l'efficacité d'adsorption des MWCNTs-KOH@NiNPs entre Pb²⁺ et Cd²⁺ et ont découvert une capacité d'adsorption plus élevée pour Pb²⁺. Comme les autres, ils ont conclu que le pH initial est un facteur déterminant pour une adsorption réussie. D'une part, le pH initial influence la déprotonation des adsorbants, ce qui favorise une adsorption accrue dans une plage de pH appropriée en réduisant la répulsion des cations métalliques (c'est-à-dire les interactions électrostatiques). De plus, Rezanian et al. [78] ont proposé un mécanisme non seulement basé sur l'interaction électrostatique, mais également basé sur la coordination et la complexation des métaux qui interagissent et fournissent des effets synergiques qui aboutissent à une adsorption améliorée et finalement à une efficacité d'élimination accrue. La coordination des métaux et surtout leur complexation dépendent fortement du pH. Le pH influence également la précipitation des métaux. Dans le cas du Pb²⁺, la précipitation de l'hydroxyde (Pb(OH)₂) commence au-dessus de pH 6,0; ainsi, l'adsorption n'est pas favorisée à des valeurs de pH supérieures à 6,0 [75]. Pour cette raison, la plupart des adsorbants développés sont appliqués à un pH proche de 6,0. Les capacités d'adsorption rapportées dans la plupart des publications varient entre 100 mg g⁻¹ et 500 mg g⁻¹, avec des temps de contact assez courts comparés aux autres métaux lourds. L'application réussie de NP magnétiques d'oxyde de fer greffées sur des polymères de polyglycérol hyperramifiés pour l'élimination de Cu, Ni et Al des effluents d'eaux usées industrielles secondaires a été récemment rapportée par [79]. Des capacités d'adsorption extraordinaires ont été obtenues pour les trois métaux lourds; cependant, la capacité en Cu était la plus élevée et était en moyenne de 700 mg g⁻¹. Les auteurs ont déclaré que la matière organique n'affectait pas négativement la capacité d'adsorption, mais que la teneur en azote des eaux usées réduisait considérablement la capacité de l'adsorbant. Néanmoins, le matériau développé a été appliqué à

Un autre métal lourd important est le cuivre (Cu^{2+}), qui est souvent rejeté par les différentes sources industrielles, telles que la galvanoplastie, la peinture, la finition des métaux, l'exploitation minière, la fabrication de produits chimiques, les engrais et l'industrie des pigments, pour n'en nommer que quelques-uns [80]. Plus haut Des doses de Cu^{2+} peuvent provoquer des troubles génétiques hépatiques et rénaux chez l'être humain. Singh et coll. [81] ont déclaré que l'adsorption de la contamination Cu^{2+} pourrait ne pas être favorisée avec des adsorbants conventionnels en raison des problèmes d'élimination des adsorbants chargés en métaux, haute coût de maintenance et difficultés de régénération. L'utilisation des NP magnétiques comme prometteuse Les adsorbants ont gagné en attrait car ces adsorbants sont mieux recyclés grâce à l'utilisation des champs magnétiques externes. Ainsi, les NP magnétiques jouent également un rôle important dans l'assainissement eaux usées polluées. Dans l'ensemble, des capacités d'adsorption ont été trouvées pour les NP magnétiques allant entre 15 et 360 mg g^{-1} . La plupart des nanoabsorbants ont été appliqués dans une plage de pH de 6,0 à 7,0. Pour la plupart d'entre eux, des valeurs de pH plus élevées pourraient être privilégiées pour déprotéiner les groupes fonctionnels sur les surfaces adsorbantes. De nombreux nano-absorbants sont cependant optimisés pour une plage de pH entre 5,0 et 6,0 puisque Cu^{2+} commence la précipitation sous forme de $\text{Cu}(\text{OH})_2$ à un pH supérieur à 6,0. En résumé, il est évident que les NP ont un grand potentiel pour supplanter les systèmes conventionnels adsorbants. Néanmoins, Chai et al. [63] ont souligné de manière critique que principalement le graphène et les oxydes métalliques de taille nanométrique sont actuellement privilégiés en tant que maturité commerciale. Les auteurs ont justifié qu'il n'existe qu'un petit nombre d'études démontrant l'applicabilité de la plupart des nano-absorbants en conditions réelles. Dans de nombreux cas, la plupart des nano-absorbants présentent une performance adsorbante considérablement réduite. De plus, le risque de pollution environnementale une contamination par fuite lors du traitement ne peut être totalement exclue, et leur le comportement et la trajectoire environnementaux ne sont pas complètement compris. Ces aspects pourraient être considéré avec soin ; cependant, les nouveaux développements présentés ici démontrent un tendance directe vers l'établissement de NP à des fins d'adsorption dans le traitement des eaux usées dans le futur proche.

Pour les lecteurs plus intéressés par l'étude de l'adsorption des métaux lourds via les NP, le article de synthèse de Deshpande et al. [82] est fortement recommandé. Les auteurs ont également examiné l'application de la nanotechnologie au traitement des eaux usées et a souligné de nombreux articles publiés sur l'adsorption réussie de métaux lourds, tels que le cadmium, l'arsenic, l'uranium et d'autres.

Tableau 1. Comparaison des capacités d'adsorption de différentes nanoparticules pour différents métaux lourds.

Cible	Matériau adsorbant	qmax (mg g^{-1})	Dosage (g L^{-1})	pH Temps de contact Réf.
Cr^{6+}	Biocomposite GO-HBP-NH ₂	300,9	0,2	2.0 360 minutes [66]
	-TEPA n-GO@HTCS	43,87	2.0	3.0 50 minutes [67]
	Nanotubes de carbone magnétiques dopés à l'azote	970,9	2.5	1.0 <10 minutes [68]
	Nanoparticules d'oxyde de fer magnétique (m-NiOB)	47.62	5.3	5.0 180 minutes [83]
	Ni@NKC-900	824.4	1.0	2.0 - [84]
	Nanoparticules d'hydroxyde d'aluminium	120,0	1.0	5.0 60 minutes [85]
	Composite FeS/chitosane/biocharbon	103,9	0,2	2.0 360 minutes [86]
	TA-nano-FeS	381,0	0,1	4.0 120 minutes [87]
As^{5+}	NP de céria ultra-fines chargées de biochar et enrichies en Ce^{3+}	219,8	50	5.0 24 heures [70]
	Silice microporeuse encapsulée en composite	227,0	0,1	7.0 60 minutes [73]
	polyaniline/ Fe_3O_4 à l'échelle nanométrique $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ NP	248	0,4	2 à 6 24 heures [88]
	Nanocomposites oxyde de fer-oxyde de graphène (GO)	113,0	0,8	- 15 minutes [89]
	(S-nZVI@ZSM-5) composite	161,7	1,0	4,0 25 [90]
	Zr-MnO ₂ @nanocomposite d'oxyde de graphène réduit	201,1	1,0	4,0 heures 25 minutes [91]
Cd^{2+}	Nanoparticules de NiO	625,0	0,5	6.0 10 minutes [74]
	MWCNTs-KOH@NiNPs	415,3	0,03	5.5 30 minutes [77]
	Nanoparticules d'amidon oxydées	151,7	0,05	- 90 minutes [92]
	NPs d'hydroxyapatite de sulfonate - 15BDS-HAp	457	2,0	5.0 180 minutes [93]

Tableau 1. Suite

Cible	Matériau adsorbant	qmax (mg g ⁻¹)	Dosage (g L ⁻¹)	pH	Temps de contact	Réf.
Pb ²⁺	Nanoparticules de NiO	909	0,5	6,0	120 minutes	[74]
	NP de silice magnétique enrobées de chitosane DTPA	268,0	1,0	6,0	90 minutes	[75]
	MWCNTs-KOH@NiNPs	480,0	0,03	5,5	30 minutes	[77]
	Sulfure de lanthane NP décoré sur magnétique oxyde de graphène	123,5	1,0	5,0	40 minutes	[78]
	Nanoparticules d'amidon oxydées	182,2	0,05	-	90 minutes	[92]
Cu ²⁺	Nanoparticules de charbon actif/magnétite	23,6	10	-	24 heures	[94]
	Nanoparticules magnétiques Fe ₃ O ₄ -MnO ₂ -EDTA	105,8	0,2	6,0	60 minutes	[95]
	Feuilles d'oxyde de graphène avec NP de magnétite	16,7	1,0	7,0	24	[96]
	Nanoparticules d'oxyde de graphène fonctionnalisées	357,1	-	6,0-7,0	heures 60	[97]
	Nanoparticules d'hydroxyapatite	70,9	1,25	-	minutes 120 minutes	[98]

3.2. Adsorption de substances persistantes provenant de la pollution des eaux usées via les NP

Une autre application typique des nano-absorbants dans les eaux usées conduit à l'élimination de substances poly- et perfluoroalkyles (PFAS), qui sont des composés organofluorés [99]. Les molécules PFAS contiennent à la fois un groupe fonctionnel hydrophile (souvent un acide carboxyle ou sulfonique) et un groupe fonctionnel hydrophobe comme queue qui est généralement fluorée. Pour cette raison, les PFAS peuvent facilement former des héli-micelles et/ou des micelles et sont donc classés comme tensioactifs anioniques à très forte électronégativité.

Ces composés sont souvent utilisés comme produits antitaches pour les tapis, les tissus d'ameublement, et des tensioactifs spécialisés dans le textile dans l'industrie des polymères fluorés et comme composants importants des mousses anti-incendie. Les PFAS sont des membres éminents du groupe des substances et sont devenus des contaminants anthropiques majeurs dans l'environnement en dernières années. Ainsi, leur élimination rapide et efficace, surtout en cas de production d'eaux usées, est favorisée par l'adsorption. L'adsorption des PFAS est essentiellement due à l'attraction électrostatique, les interactions hydrophobes et l'auto-agrégation, comme décrit par Du et al. [100]. Dans la pratique, cependant, on sait que les composés PFAS n'existent pas seuls mais sont toujours sous forme composé de substances organiques. Cette dernière peut provoquer une concurrence sur les sites d'adsorption en fonction de la valeur du pH et de la température [101,102]. Il est donc difficile de comparer différents adsorbants en ce qui concerne leurs performances [102]. Jusqu'à présent, les granulés conventionnels du charbon actif a été utilisé pour éliminer l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS) et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) des eaux contaminées [102]. L'équilibre chimique, c'est-à-dire temps de contact, n'est atteint qu'au bout de 72 h, ce qui constitue un obstacle majeur car, pour l'élimination des eaux usées contaminées par les PFAS, seuls des temps de réaction plus courts sont économiquement acceptables. Par conséquent, les nano-absorbants pourraient à l'avenir supplanter les matériaux adsorbants conventionnels. non seulement en raison de charges d'enlèvement plus élevées, mais également en raison de temps de contact plus courts. Quelques des développements ont déjà été réalisés et les taux d'élimination ont été étudiés.

Zhang et coll. [99] ont résumé les développements importants des nano-absorbants pour les PFAS.

La plupart des nanoabsorbants sont des nanotubes à base de carbone multi-parois. Comme mentionné ci-dessus, les différentes capacités adsorbantes rapportées par [89] pour les différents matériaux sont le résultat de différents PFAS utilisés pour les expériences, différentes tailles de surface d'adsorption des matériaux, pH et temps de contact différents. Il est donc très difficile de comparer ces données. Il est intéressant de noter que la plupart des nano-absorbants suivent un modèle cinétique de pseudo-second ordre. ce qui est différent de l'adsorption des métaux lourds (généralement une cinétique de premier ordre). De plus, comme indiqué ci-dessus, indépendamment du fait que les différents nouveaux matériaux sont comparables entre eux, tous ces nano-adsorbants ont clairement surpassé les adsorbants conventionnels pour le temps de contact. Le temps de contact le plus court pour l'adsorption du PFOA

a été rapporté par Gong et al. [103] pour les NP Fe₃O₄ stabilisés par l'amidon en moyenne 30 min. Le La capacité d'adsorption du PFOA était en moyenne de 62,5 mg g⁻¹ à pH 6,8. Ainsi, ce nano adsorbant ne nécessite pas d'ajustement approfondi du pH et peut être facilement appliqué sans prétraitement. Cependant, il faut garder à l'esprit que les réactions concurrentes pour l'adsorption

les sites sur les adsorbants peuvent réduire considérablement l'efficacité de chaque adsorbant. Dans ce contexte, Gong et al. [103] ont également déclaré que la présence de substances humiques inhibait considérablement leur absorption. Néanmoins, les nano-adsorbants pour les PFAS constitueront une excellente alternative en tant qu'adsorbants. Cependant, des progrès et des recherches supplémentaires doivent être menés pour mieux comprendre l'adsorption concurrente entre les PFAS et d'autres composés organiques et/ou inorganiques couramment présents dans les eaux usées.

Une autre application très importante des NP est l'élimination par adsorption des colorants de l'industrie textile et de ses eaux usées. Plusieurs colorants, tels que le rouge de phénol, le rouge congo (CR), les colorants organiques, les colorants anioniques, le violet cristallin, le bleu de méthylène (MB) et d'autres, ont récemment été éliminés avec succès via des NP telles que les NP d'argent [104], les polymères. NP composites de titanate de polyaniline-zinc [101], de NP d'oxyde de magnésium [105,106], de NP de chitosane-glyoxal/ZnO/Fe₃O₄ réticulés magnétiquement [107] et de NP d'oxyde de fer [108]. Ces colorants sont très souvent éliminés des eaux usées par des procédés d'adsorption alors que d'autres approches de traitement, comme le procédé d'oxydation avancé (AOP), sont incompatibles en raison de leur résistance chimique [109]. Comme pour les PFAS, une comparaison des capacités d'adsorption des différents adsorbants NP est difficile en raison du comportement d'adsorption chimique différent des colorants mentionnés et des différents matériaux adsorbants. En ce qui concerne la production respectueuse de l'environnement de NP, l'utilisation d'Eucalyptus spp. Il a été étudié que les extraits de feuilles pour produire des NP de ZnO en tant que processus de NP vertes étaient très efficaces pour éliminer les colorants cationiques et anioniques cancérigènes des eaux usées [110]. Des exemples de ces colorants cancérigènes comprennent le CR et le vert malachite (MG). Les NP de ZnO avaient une capacité d'adsorption élevée de 48,3 mg g⁻¹ pour le CR et de 169,5 mg g⁻¹ pour le MG. En raison de leur régénération facile, les NP ZnO sont également réutilisables et concurrencent fortement les adsorbants conventionnels [110].

L'application des NP dans le traitement des eaux usées ne se limite pas aux eaux usées de l'industrie textile. De plus, les polluants d'origine pétrolière appartiennent au groupe des substances persistantes et peuvent être éliminés grâce aux nanotechnologies [111]. Les eaux usées provenant du traitement du pétrole contiennent une myriade d'hydrocarbures (HC) qui sont de nature libre, soluble et émulsive. Ces HC contiennent souvent des métaux lourds et/ou des particules solides, ce qui les rend dangereux en raison de leur potentiel d'accumulation chez l'homme et l'environnement [111]. Les auteurs ont examiné les technologies de traitement pour l'élimination des polluants d'origine pétrolière dans les écosystèmes naturels et les flux d'eaux usées. Remarquablement, ils ont examiné 110 nanomatériaux de carbone comme adsorbants efficaces pour les polluants d'origine pétrolière (c'est-à-dire les polluants organiques tels que les phénols, les BTEX et les composés organiques volatils) et ont résumé leurs paramètres de performance les plus importants, y compris la capacité. Pour les lecteurs intéressés par plus de détails, cette revue est fortement recommandée.

3.3. NP pour la dégradation photocatalytique avancée des polluants des eaux usées

Diverses technologies ont été proposées et étudiées pour éliminer les polluants toxiques des eaux usées. Ces technologies comprennent l'échange d'ions, les processus d'adsorption, les processus membranaires et l'AOP, y compris la photodégradation et la photocatalyse.

Les processus de photodégradation appartiennent au groupe des AOP. Ils reposent principalement sur l'utilisation du rayonnement lumineux comme source d'énergie. La source de lumière pour le processus peut provenir de lumières ultraviolettes telles que des lampes au mercure ou au xénon, des lampes à LED ou même de la lumière solaire. Lorsque les photons provenant de sources d'énergie lumineuse sont absorbés par des molécules, des changements physiques et chimiques peuvent avoir lieu. Le changement photochimique peut se faire par des moyens directs ou indirects. Dans les processus directs, l'énergie photonique est absorbée par le polluant cible, qui subit ensuite un clivage homolytique pour produire les produits de dégradation (souvent également appelés produits de transformation). Dans le processus photochimique indirect, l'énergie photonique est absorbée par un matériau photosensible, qui produit des espèces telles que des radicaux qui interagissent avec la molécule cible pour affecter la dégradation des polluants. Les processus photochimiques indirects et directs impliquent une série de réactions réductrices et oxydatives. Ces processus peuvent être classés comme réactions redox. Selon que la dégradation est initiée par une réaction d'oxydation ou une réaction de réduction, un processus de photodégradation peut être classé soit comme un AOP, soit comme un processus de réduction avancée.

Les processus de photodégradation peuvent être réalisés avec ou sans photocatalyseurs. Cette dernière peut être considérée comme une technologie verte pour le traitement des eaux usées car le mécanisme peut également s'appuyer sur l'irradiation solaire (lumière solaire) pour convertir les polluants toxiques en formes non toxiques.

Fondamentalement, le mécanisme de la photocatalyse consiste à convertir l'énergie photonique en énergie chimique. Généralement, la photocatalyse hétérogène, c'est-à-dire entre deux phases ou plus, se produit lorsque le catalyseur est en phase solide et est principalement constituée d'oxydes de métaux de transition à base de semi-conducteurs. Le photocatalyseur joue un rôle important dans la génération d'un état transitoire en utilisant l'énergie lumineuse des photons par absorption et libération de la paire électron-trou (conduisant à des radicaux) pour produire les produits chimiques (énergie chimique) sous forme de produits. En particulier, l'énergie photonique adsorbée entraîne l'excitation d'une paire d'électrons dans la bande de valence du photocatalyseur. La bande de valence est le niveau d'énergie le plus bas rempli d'électrons. Si l'énergie des photons adsorbés correspond ou est supérieure à l'énergie dite de bande interdite entre la bande de valence et la bande de conduction (niveau d'énergie suivant non rempli d'électrons), la paire d'électrons excités est transférée vers la bande de conduction (accepteur d'électrons). En conséquence, un trou électronique apparaît dans la bande de valence à la surface du catalyseur (donneur d'électrons). Au niveau de la bande de conduction, l'oxygène réduit et produit des radicaux superoxydes, tandis qu'au niveau de la bande de valence, l'oxydation de l'eau produit des radicaux hydroxyles. L'énergie de bande interdite est caractéristique des photocatalyseurs qui sont très souvent des semi-conducteurs, comme mentionné ci-dessus. En fonction de la bande interdite, une plage définie d'énergie lumineuse peut être adsorbée. Ainsi, plus la bande interdite est large, plus la plage d'énergie lumineuse est petite, c'est-à-dire que seule une utilisation limitée dans la plage de la lumière visible est possible et qu'une lumière à haute énergie dans la plage de la lumière UV sera nécessaire. En d'autres termes, des bandes interdites plus larges nécessitent plus d'énergie photonique pour exciter la paire d'électrons, qui ne peut être générée que par les photons de la lumière UV. Indépendamment de la plage de lumière adsorbée, des bandes interdites plus larges conduisent également souvent à une recombinaison rapide, réduisant ainsi l'efficacité photocatalytique. Plusieurs modifications de surface via dopage sont étudiées pour améliorer la bande interdite des semi-conducteurs vers une énergie de bande interdite étroite, des taux

Pour les lecteurs plus intéressés par ces détails, la revue de Saputera et al. [112] est fortement recommandé.

Les photocatalyseurs semi-conducteurs ont montré une efficacité significative contre les polluants organiques et inorganiques. Le TiO_2 est l'un des matériaux photocatalyseurs les plus commerciaux et les plus efficaces utilisés pour la dégradation de nombreux polluants organiques en raison de sa polyvalence, de sa synthèse facile, de sa bonne contrôlabilité et de sa stabilité. Le TiO_2 présente une large bande interdite (3,2 eV) et adsorbe les photons émis près de la gamme UV par rapport aux autres photocatalyseurs semi-conducteurs [113]. Cependant, la large bande interdite conduit à une activation uniquement dans la région UV et utilise donc moins de 5 % de la lumière solaire [113]. Pour cette raison, l'utilisation du TiO_2 comme photocatalyseur activé par l'irradiation solaire n'est pas favorable. Partant de cet inconvénient, de nombreux chercheurs se sont concentrés sur la préparation de différentes structures de TiO_2 , notamment des nanocomposites, qui pourraient également contribuer à dégrader plus efficacement les polluants toxiques présents dans l'eau et les eaux usées.

Javabakth et Mohammadian [114] ont rapporté l'élimination avancée du colorant du rouge direct anionique poly azoïque 80 et du MB cationique azoïque en utilisant un nano-photocatalyseur bentonite/ TiO_2 immobilisé avec des NP d'argent dans différentes conditions d'AOP (3,26 eV) (Tableau 2). Ils ont atteint des efficacités d'élimination allant jusqu'à 77 % pour le colorant direct red 80 et 100 % pour le MB (concentration initiale de 10 ppm) avec une charge de 0,03 g de nanocomposite avec une teneur en argent de 0,25 % en utilisant une irradiation par lumière UV. Les auteurs ont conclu que cette modification de surface du nanocomposite aboutissait à un photocatalyseur très efficace, applicable à la purification des eaux usées par colorants azoïques. De plus, Akyüz [115] a signalé un oxyde multimétallique synthétisé contenant un nanocomposite de TiO_2 chargé de NP d'argent pour dégrader le MB. L'auteur a déclaré que la large bande interdite du TiO_2 était réduite en présence d'oxydes de métaux de transition à 2,58 eV, augmentant ainsi l'efficacité de la dégradation. Une efficacité de dégradation allant jusqu'à 91 % de 0,3 mM MB (96 mg L^{-1}) a été obtenue dans les 15 minutes suivant le traitement. Néanmoins, l'irradiation par la lumière UV était toujours nécessaire pour activer le photocatalyseur.

Malgré les nouveaux développements de photocatalyseurs à base de TiO_2 pour la photodégradation UV, des développements prometteurs vers une dégradation photocatalytique médiée par la lumière visible ont récemment attiré de plus en plus d'attention. La raison pour laquelle il est préférable d'irradier par la lumière visible est que les traitements UV nécessitent des équipements coûteux et entraînent une forte demande d'énergie, c'est-à-dire des coûts élevés. Au lieu de cela, utiliser la lumière visible qui peut être émise par des lampes LED ou, mieux encore, la lumière solaire pour la dégradation photocatalytique des substances persistantes est peu coûteuse et plus respectueuse de l'environnement. De plus, si le recyclage de ces photocatalyseurs est réalisable, cette stratégie de traitement pourrait encore améliorer et promouvoir les technologies d'assainissement des eaux usées. Quelques exemples prometteurs sont présentés plus en détail ci-dessous, et un résumé plus complet est donné dans le tableau 2.

Récemment, Cani et al. [116] ont rapporté des NP de TiO_2 dopés synthétisés fermement ancrés à la surface d'une matrice de silice (SiO_2). Ils ont étudié six qualités différentes de dopage au TiO_2 , de 10 à 60 (%) en poids) sur la matrice de silice. Dans l'ensemble, ils ont constaté que ces nouveaux photocatalyseurs présentaient une activité photocatalytique plus élevée envers le phénol et la rhodamine B sous irradiation par la lumière UV et visible. Il est intéressant de noter que même si l'efficacité d'élimination pour le traitement UV était encore plus élevée avec les NP TiO_2 incorporés avec SiO_2 ($\text{TiO}_2\text{NP@SiO}_2$), les deux traitements par irradiation UV et Vis ont abouti à des efficacités d'élimination plus élevées par rapport à la référence NP commune P25 TiO_2 , ce qui est remarquable. Malgré l'adsorption initiale, les auteurs ont démontré la dégradation photocatalytique la plus élevée du phénol et de la rhodamine B sous la lumière visible en utilisant 10 % de $\text{TiO}_2\text{NP@SiO}_2$ (3,02 eV ; 390 m² g sous la lumière UV en utilisant 60 % de $\text{TiO}_2\text{NP@SiO}_2^{-1}$) et (3,13 eV ; 390 m² g sous lumière UV en utilisant 60 % de $\text{TiO}_2\text{NP@SiO}_2^{-1}$). Les auteurs ont conclu (3,13 eV ; 295 m² g que sous la lumière visible, une surface de SiO_2 moins dopée avec TiO_2 NP entraînait une meilleure adsorption dans la plage de la lumière visible, mais l'activité photocatalytique était toujours inférieure à celle de P25. Néanmoins, l'adsorption plus élevée de l'échantillon sur 10 % $\text{TiO}_2\text{NP@SiO}_2$ a influencé positivement les performances de dégradation photocatalytique.

De plus, Mousavi et Ghasemi [117] ont rapporté un catalyseur photoactif noir- $\text{TiO}_2/\text{CoTiO}_3$ pour dégrader certains colorants organiques avec une efficacité significativement accrue sous la lumière visible ($\lambda = 450\text{--}650$ nm ; source de lumière LED). Ils ont atteint une efficacité de dégradation de près de 100 % pour la rhodamine B et la MB, ainsi que pour le méthylorange et la tétracycline, après 60 minutes sous irradiation par la lumière visible. Ils ont démontré que les trois espèces radicalaires $\cdot\text{OH}$, $\cdot\text{O}_2^-$ et $h\nu$ jouaient un rôle essentiel dans le processus de dégradation. De plus, ils ont souligné que leur nanocomposite pouvait être recyclé et réutilisé après sept cycles de dégradation des colorants.

Même si les nanocomposites à base de colorants organiques photodégradables TiO_2 , d'autres matériaux NP sont également développés comme photocatalyseurs pour améliorer la photodégradation d'autres composés organiques. La plupart des nouvelles NP synthétisées sont dopées avec des métaux pour obtenir de meilleures performances de dégradation. De plus, pour certaines NP, telles que le cobalt (Co) et l'oxyde de cobalt (Co_3O_4), une activité photocatalytique accrue sous irradiation solaire a été rapportée avec un dopage sur des surfaces spécifiques [118]. Plus en détail, les auteurs ont rapporté la dégradation photocatalytique par médiation solaire du colorant murexide et du colorant noir ériochrome-T dans les eaux usées en utilisant des nanoparticules de Co et Co_3O_4 , respectivement. Les efficacités d'élimination obtenues sont comparables à celles rapportées par Cani et al. [116] pour les autres composés organiques. Cependant, les Co NP ont été appliquées à un colorant murexide dégradé photocatalytiquement et ont atteint une efficacité de dégradation de 43,6 % avec un temps d'exposition de 40 minutes par irradiation solaire. Des NP de Co_3O_4 ont été appliquées au noir d'ériochrome T dégradé photocatalytiquement et ont atteint une efficacité de dégradation de 39,4 % avec un temps d'exposition de 30 min par irradiation solaire.

Des études supplémentaires ont fait état de l'application de photocatalyseurs à d'autres composés organiques et colorants utilisant la lumière visible. Guo et coll. [119] ont rapporté que le phosphore de cuivre (Cu_3P) Les NP ont une bande interdite de 2,72 eV pour dégrader la tétracycline en tant qu'antibiotique cible sous la lumière visible. Ils ont montré que le composite synthétisé avec 6 % de NP Cu_3P dopées entraînait les taux de dégradation les plus élevés, jusqu'à 97 % de la tétracycline (30 mg L⁻¹ ; 0,25 g L⁻¹ de catalyseur ; 40 min ; irradiation par la lumière visible), correspondant à un Taux de dégradation huit fois plus élevé que celui du nitrure de carbone tubulaire creux pur sans dopage. Les auteurs ont conclu

que la dégradation photocatalytique accrue n'était pas seulement le résultat d'une augmentation de la spécificité superficielle mais aussi en raison de la capacité améliorée de capture de la lumière incidente.

Pour les lecteurs plus intéressés par la dégradation photocatalytique par les nanomatériaux, les critiques de Bethi et al. [113] et Kefeni et Mamba [120] sont fortement recommandés. Le Ce dernier a examiné plusieurs nanoparticules et nanocomposites de ferrite concernant leur utilisation dans traitement des eaux usées et leurs capacités d'élimination des polluants. Certains des catalyseurs, comme $\text{CuFe}_2\text{O}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ ont montré des efficacités d'élimination très élevées pour des colorants spécifiques. La plupart d'entre eux étaient encore activés par la lumière UV. Avec les tendances actuelles et des recherches plus approfondies, on s'attend à ce que que de nouvelles NPs avec ou sans dopage spécifique seront développées et principalement activées par la lumière visible (c'est-à-dire la lumière du soleil), ce qui conduira à des solutions plus rentables et plus respectueuses de l'environnement. traitement photocatalytique convivial des polluants nocifs des eaux usées.

Tableau 2. Comparaison de différents nano-photocatalyseurs pour la dégradation de différents colorants.

Traité Composé	Photocatalyseur	Bande interdite (eV)	Teinture (mg·L ⁻¹)	Ccat (g·L ⁻¹)	Lumière Source	Temps (minutes)	Efficacité (%)	Réf.
Direct Rouge 80	Bentonite/TiO ₂ /Ag _{0,25} NiO/ CuO composite Co ₃ O ₄	3.26	dix	0,6	UV	120	77	[114]
		3,80	60	0,05	Soleil	60	67	[121]
		1,85-2,10	dix	0,3	Soleil	30	78	[122]
Bleu de méthylène	Bentonite/TiO ₂ /Ag _{0,25} rGO/ TiO ₂ /CdO/ZnO/Ag B-TiO ₂ /CoTiO ₃ Fe ₃ O ₄ /SiO ₂ /TiO ₂	3.26	dix	0,6	UV	120	100	[114]
		2,58	96	50	UV	15	91	[115]
		2,32/2,40	5	1	Vis	30	98	[117]
		-	30	0,25	UV	300	100	[123]
	Composite 1 % Ag-ZnO	3.02	dix	0,1	Soleil	30	98,5	[124]
Méthyle	B-TiO ₂ /CoTiO ₃	2,32/2,40	5	1	Vis	60	99	[117]
Orange	La _{0,7} Sr _{1,3} Co _{0,4} Nanoparticules	2,50	20	5	UV	75	94	[117]
	Ruddlesden-popper 1% Ag- ZnO composite 30%	3.02	10	0,1	Soleil	30	92	[124]
	TiO ₂ /0.3HZSM-5	-	10	2	UV	150	99,5	[125]
Rhodamine B	B-TiO ₂ /CoTiO ₃	2,32/2,40	5	1	Vis	20	99	[117]
	60%TiO ₂ NP@SiO ₂	3,13	200	1	UV	180	70	[116]
	60%TiO ₂ NP@SiO ₂	3.13	200	1	Vis	180	60	[116]
	Ag ₃ PO ₄	2,51	150	0,3	Vis	180	96	[126]
	G-C ₃ N ₄ /Ag@CoWO ₄	14h30	100	0,1	Soleil	120	97	[127]
Phénol	10%TiO ₂ NP@SiO ₂	3.02	200	1	UV	180	50	[116]
	10%TiO ₂ NP@SiO ₂	3.02	200	1	Vis	180	35	[116]
	TiO ₂	3,20	20	1	UV	450	90	[128]
	Mn _{0,6} Zn _{0,4} Fe ₂ O ₄ @Zn _{1-x} MnxS	2,57	25	1	Vis	180	99	[129]
Murexide	Co NP	-	50	1.0	Vis	30	43,6	[118]
Ériochrome	Co ₃ O ₄ NP	-	50	1.0	Vis	30	39,4	[118]
noir-T	Zinc-potassium	-	dix	1,5	UV-Visible	120	76	[130]
	nanocubes d'hexacyanoferrate							
	Ho(OH) 3NP	4.14	1	0,04	UV	100	80	[131]
	Nd ₂ Zr ₂ O ₇ NP	15h30	3	0,12	UV	50	84	[132]
Vert malachite	Zinc-potassique	-	dix	1,5	UV-Visible	120	94	[130]
	nanocubes d'hexacyanoferrate							
	Composites Chitosane/Ce-ZnO	2,5		0,05	Vis	90	83	[133]
	GP-ZnO-NP	3,41	5	0,2	UV	180	89	[134]
	Diatomite@Ni/NiO	1,71	10 25	0,2	UV	150	100	[135]

3.4. Filtration membranaire – Nanofiltration

Les procédés de filtration membranaire dans le traitement des eaux usées semblent être principalement axés sur la branche spécifique des procédés de nanofiltration (NF) lorsqu'on envisage la mise en œuvre des NT. Même si l'application de NF n'est pas très courante dans les eaux usées municipales traitement, il existe certaines applications pertinentes dans le traitement des eaux usées industrielles pour éliminer les micropolluants et/ou autres composés nocifs. La NF présente de nombreux avantages par rapport

ultrafiltration (UF) et osmose inverse (RO). D'une part, le NF offre de meilleures propriétés de réjection que l'UF. D'un autre côté, le NF nécessite moins d'énergie que le RO avec une qualité de perméat presque similaire [136].

Les NP intégrées dans les nanomembranes et/ou la formation de membranes composites ont offert de nouvelles propriétés chimiques et un nouveau comportement à une nouvelle classe de membranes. Ainsi, de nouveaux développements et/ou améliorations des membranes nanocomposites offrent, dans la plupart des cas, une purification de l'eau améliorée, un rejet accru et un flux de perméat. Cependant, leur développement nécessite la détermination de la concentration optimale en NP et une caractérisation membranaire appropriée. Généralement, différentes techniques microscopiques telles que la microscopie électronique à transmission, la microscopie à force atomique, la microscopie électronique à balayage et autres sont utilisées. Cependant, l'analyse du potentiel zêta décrivant la charge de la membrane, la spectroscopie photoélectronique à rayons X (XPS) analysant la structure chimique de la surface et la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier à réflectance totale atténuée (ATR-FTIR) déterminant les groupes fonctionnels présents à la surface de la membrane sont souvent requis pour une caractérisation appropriée des membranes. Ainsi, plusieurs analyses microscopiques combinées à des expériences XPS, ATR-FTIR et filtration sont nécessaires pour déterminer les p. Par conséquent, le développement de nouvelles membranes NF recouvertes ou mélangées à des NP constitue un défi de taille et nécessite des scientifiques très expérimentés. Dans cette section, nous résumons seulement quelques applications potentielles des derniers développements récemment publiés. Tous sont encore à l'état de la science.

Wei et coll. [136] ont résumé les développements actuels du nouveau composite à couche mince (TFC) Membranes NF incorporées avec des NP tels que TiO_2 , Al_2O_3 , SiO_2 et autres pour NF et UF offrant une perméabilité à l'eau, une sélectivité, une résistance à l'encrassement et des performances de séparation améliorées [137-139]. Néanmoins, Wei et al. [136] ont également souligné de manière critique que le processus de polymérisation peut être affecté négativement par l'agglomération de NP inorganiques telles que le TiO_2 lors du revêtement. En conséquence, les NP pourraient former des structures membranaires incontrôlées ou provoquer un blocage de la membrane avec une diminution du flux de perméat. Par conséquent, la polymérisation interfaciale des membranes avec des NP est un processus sensible et très difficile pour les fabricants. Wei et coll. ont étudié les membranes TFC avec des NP TiO_2 laminés incorporés. Comme d'autres, ils ont déterminé une concentration optimale de NP en réalisant des expériences de nanofiltration. Ils ont montré qu'une concentration de TiO_2 NP supérieure à 0,3 (p/v %) augmente considérablement la rugosité de la membrane, ce qui entraîne une réduction du rejet d'ions dû à l'agglomération des NP. L'utilisation de la nouvelle membrane TFC, à une concentration optimale de 0,3 %, a entraîné un rejet accru du flux de ch.

L'élimination réussie des micropolluants organiques et des traces de contamination telles que les composés perturbateurs endocriniens des eaux usées réelles avec des membranes NF intercalées avec des nanofeuilles de bisulfure de molybdène hydrophile a été récemment rapportée par Dai et al. [140]. Les auteurs ont conçu de nouvelles membranes NF offrant une surface hydrophile et des nanocanaux dans la couche active de la membrane, ce qui améliore le rejet des micropolluants testés, tels que le benzylparabène et le propylparabène. Les auteurs ont démontré que la nouvelle membrane offrait une perméabilité à l'eau accrue par rapport à la membrane témoin et un rejet accru des micropolluants en raison de la suppression de l'interaction hydrophobe entre la surface de la membrane et les composés hydrophobes perturbateurs endocriniens.

L'élimination des parabènes et autres composés perturbateurs endocriniens des eaux usées municipales et industrielles reste un problème majeur car ils peuvent avoir des effets néfastes sur la santé humaine. Par conséquent, davantage de progrès dans leur élimination, par exemple grâce à des membranes NF avancées, sont les bienvenus et doivent être poursuivis.

Le développement de membranes NF avec des NP de benzoate ferroxane pour l'élimination des colorants a également été rapporté [141]. Comme Wei et al. [136], les auteurs ont également déterminé que l'augmentation des mélanges de NP dans la matrice polymère du matériau de la membrane (polyéthersulfone) augmentait l'agglomération, ce qui diminuait le flux d'eau. Ainsi, des conditions optimales ont été déterminées avec un rapport de mélange NP allant jusqu'à 0,25 % en poids. La nouvelle membrane rejette les colorants tels que Direct Red et MB respectivement à 99 % et 98,4 %. L'élimination des colorants via des membranes NF intégrées dans des points quantiques de graphène hydrophile a également été récemment rapportée [142].

Selon les auteurs, la membrane de chlorure de polyvinyle synthétisée mélangée à des points quantiques a entraîné une porosité élargie et une hydrophobicité améliorée, contribuant ainsi à améliorer la perméabilité de la membrane. Le flux a pu être augmenté de 69 % à 80 % et le rejet du colorant Reactive Blue 19 des eaux usées était supérieur à 98 %. Néanmoins, ces membranes conçues ne sont toujours pas à la pointe de la technologie en raison de leurs coûts de production élevés.

L'utilisation des NP ne se limite pas seulement à l'élimination des polluants des eaux usées mais également à la récupération de ressources importantes, telles que le phosphore [143]. Même si le phosphore est une ressource importante pour la vie, sa présence dans les eaux usées constitue une menace sérieuse pour la qualité de l'eau, notamment l'eutrophisation. Cependant, l'utilisation de NF mélangé à des NP d'or peut aider à séparer le phosphate sous une forme trivalente, permettant à ses formes mono- et divalentes de s'infiltrer pendant la récupération du phosphate (143). Les auteurs ont recommandé l'utilisation d'eau d'alimentation alcaline pour obtenir des taux d'élimination élevés et une perméabilité optimale de la membrane.

Ces applications de membranes NF pourraient ne pas être favorisées dans le traitement des eaux usées conventionnelles, mais pourraient constituer des approches de traitement intéressantes pour les eaux usées industrielles avec des concentrations de phosphore plus élevées et des exigences légales en matière de récupération du P (eaux usées industrielles ou agricoles).

Khalid et coll. [144] ont rapporté le développement d'une nouvelle membrane de nanofiltration en poly(alcool vinylique) recouverte de TiO₂ NP offrant des propriétés antislissure améliorées pour traiter les eaux usées des usines de papier et de pâte à papier. La membrane NF a montré une excellente élimination des polluants et des micro-organismes dissous. Bien que les auteurs aient signalé des problèmes de baisse du flux dus au blocage des pores par les NP, la qualité du perméat a surpassé celle des membranes NF conventionnelles. Certes, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour stabiliser davantage ce type spécifique de membrane. Cependant, le potentiel des membranes NF enduites de NP démontre que les NT ont également accès au traitement des eaux usées industrielles et, dans certains cas, municipales. Ce n'est peut-être qu'une question de temps avant que la NF mise en œuvre avec les NT aboutisse à d'autres résultats de recherche passionnants.

4. Applications dans la production d'eau potable Dans le

traitement de l'eau potable, le NT est également devenu une branche importante avec un intérêt croissant et un potentiel pour faire progresser davantage le processus de production. L'application du TiO₂ et de l'Ag a gagné en importance depuis que l'activité antimicrobienne remarquable de ces NP à base de métaux a été démontrée. Cependant, en comparaison avec d'autres secteurs appliquant les NT, les technologies basées sur les NP sont encore peu appliquées dans le secteur de l'eau potable.

On s'attend à ce que les applications des nanomatériaux et, en particulier, des NP trouvent également d'autres applications en tant que technologies avancées de production d'eau potable, notamment dans d'autres secteurs (c'est-à-dire l'assainissement, le traitement des eaux usées et le secteur agricole-alimentaire, y compris l'emballage).

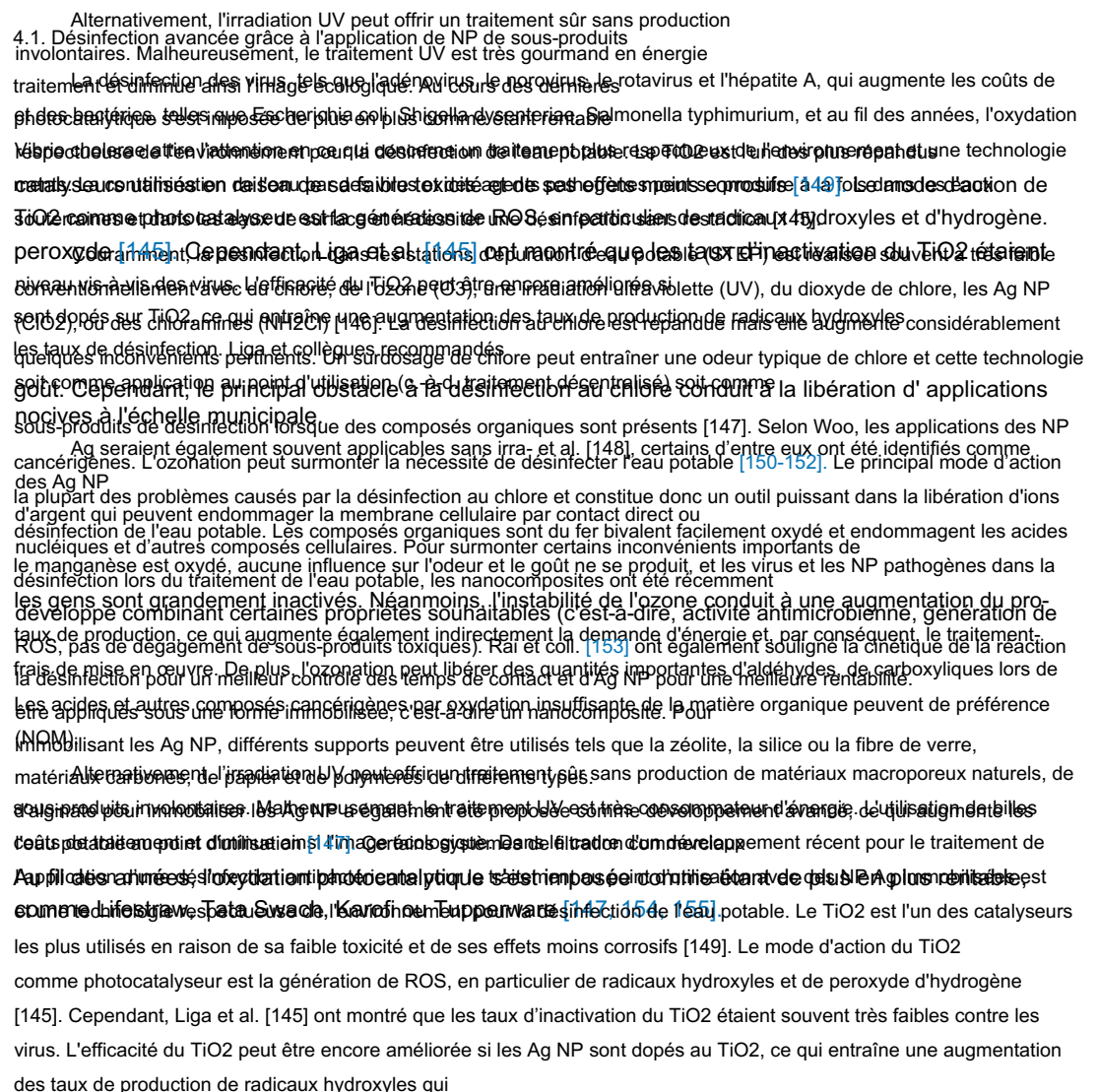
Dans le traitement moderne de l'eau potable, les NT peuvent contribuer à la désinfection avancée des agents pathogènes, à l'élimination des métaux lourds, aux traitements au point d'utilisation et à l'élimination des matières organiques naturelles (MON). La plupart des applications du NP dans le traitement de l'eau potable ont conduit à des technologies de désinfection, à l'élimination des métaux lourds principalement par adsorption, nanofiltration et à l'élimination et/ou à la détoxification des polluants organiques (Figure 6).

4.1. Désinfection avancée grâce à l'application de NP

La désinfection des virus comme l'adénovirus, le norovirus, le rotavirus et l'hépatite A, ainsi que des bactéries comme *Escherichia coli*, *Shigella dysenteriae*, *Salmonella typhimurium* et *Vibrio cholerae*, attire l'attention en matière de traitements plus respectueux de l'environnement. La contamination de l'eau par des virus et des agents pathogènes peut se produire à la fois dans les eaux souterraines et dans les eaux de surface et nécessiter une désinfection sans restriction [145].

Généralement, la désinfection dans les usines de traitement de l'eau potable (UTEP) est effectuée de manière conventionnelle avec du chlore, de l'ozone (O₃), une irradiation ultraviolette (UV), du dioxyde de chlore (ClO₂) ou des chloramines (NH₂Cl) [146]. La désinfection au chlore est très répandue mais présente certains inconvénients importants. Un surdosage de chlore peut entraîner une odeur et un goût typiques du chlore. Cependant, le principal obstacle à la désinfection au chlore conduit à la libération de sous-produits de désinfection nocifs lorsque des composés organiques sont présents [147]. Selon

Appl. Nano 2022, 3, POUR EXAMEN PAR LES PAIRS



Cependant, certaines inquiétudes ont été soulevées quant aux conséquences possibles de la lixiviation des ions d'argent sur la santé humaine. Par conséquent, Rodrigues Rosa et al. [156] ont étudié la bioaccessibilité de l'Ag colloïdal et des Ag NP dans les filtres d'eau potable et ont découvert que les Ag NP étaient moins accessibles. Le quotient de danger déterminé était inférieur à 1, ce qui indique qu'aucun risque n'est attendu. Mpenyana-Monyatsi et al. [157] ont déterminé les charges de matériaux et les débits requis pour un système de filtre NP à résine cationique-argent pour la désinfection de l'eau potable pour une application au point d'utilisation. Ils ont découvert qu'une masse de lit de 15 g suffisait déjà pour fournir quotidiennement 15 L d'eau potable désinfectée. Le système de filtration a atteint un taux d'élimination de 100 % des micro-organismes cibles étudiés. Ainsi, seuls de petits volumes de lit sont nécessaires pour fournir une eau d'une pureté et d'une qualité élevées. Pourtant, les principaux inconvénients de l'application des Ag NP dans la désinfection de l'eau potable sont l'agrégation, le lessivage et les effets incertains sur la santé humaine et l'environnement [18]. Par conséquent, cette stratégie d'application doit être encore améliorée et étudiée plus en profondeur, en abordant tous les problèmes mentionnés ci-dessus.

4.2. Élimination des métaux lourds de l'eau potable par les NT

Une autre application importante des NP dans les STEP est l'élimination des métaux lourds par adsorption, échange d'ions ou filtration sur membrane. Concernant leur mise en œuvre, la première semble en être encore à ses balbutiements. En général, l'adsorption des métaux lourds est bien étudiée, et les mécanismes et capacités d'adsorption de nombreux matériaux nanométriques ont été récemment rapportés (voir également la section 3.1). Leur application ne se limite pas aux eaux usées, mais la plupart des développements semblent également se concentrer dans cette direction. Dans l'ensemble, moins de développements de NP semblent être publiés pour les applications dans l'eau potable. Par conséquent, nous résumons seulement quelques résultats récemment publiés. Arora [158] a examiné les nanomatériaux, y compris les NP, pour le traitement de l'eau potable et a déclaré que la plupart d'entre eux, comme le ZnO, le CuO, le TiO₂, le Mn₃O₄ et d'autres, présentent d'excellentes capacités d'adsorption de l'arsenic, mais que leur production commerciale est encore trop coûteuse. Cela pourrait également être la raison pour laquelle l'élimination par adsorption des impuretés d'arsenic n'est actuellement pas très commercialisée au moyen de colonnes d'adsorption à base nanométrique pour traiter les eaux souterraines et les eaux de surface. Cependant, d'une part, la demande mondiale en eau potable ne cesse d'augmenter et, d'autre part, des techniques de purification sûres et simples deviennent de plus en plus importantes. Par conséquent, des recherches plus approfondies et de nouveaux développements dans le domaine des technologies d'adsorption nanométriques pourraient également répondre à la demande accrue en eau en raison de leurs capacités d'adsorption plus élevées. Pinakidou et coll. [159] ont rapporté le développement de NP feroxyhytes de manganèse tétravalentes pour l'élimination de l'As (V) de l'eau potable. L'auteur a déclaré que leur procédure de polymérisation des chaînes métal-oxyhydroxyle conduisait à davantage de sites d'adsorption sur les NP et augmentait ainsi l'absorption d'As. Leurs expériences d'adsorption ont révélé une adsorption de 2,09 % à 2,49 % d'As. Malheureusement, Pinakidou et al. [159] n'ont pas fourni la capacité d'adsorption de leurs NP. D'autres métaux lourds tels que Pb, Cd et Ni peuvent être facilement adsorbés en utilisant des NP à base de CeO₂, Fe ou Ag [160]. Cependant, Simeonidis et al. [161] ont souligné que dans une application réelle de l'eau potable, l'adsorption nanométrique pourrait échouer en raison de plusieurs interférences coexistantes causées par la chimie spécifique de l'eau. Quoiqu'il en soit, ils ont mis en évidence l'utilisation de NP de magnétite pour éliminer le Cr⁶⁺, atteignant une capacité d'adsorption de 2 µg mg⁻¹ à partir de l'eau naturelle, et ils ont utilisé des sources de fer à faible coût (FeSO₄ et Fe₂(SO₄)₃) pour produire des NP magnétiques et ont démontré que même à un pH supérieur à 7,5, la concentration initiale de 50 µg L⁻¹ de Cr⁶⁺ a été réduite en dessous de 10 µg L⁻¹ en 5 h. Ils ont également calculé que le coût de production de leurs NP et le coût annuel du traitement de l'eau pour chaque habitant si la concentration initiale est de 50 µg L⁻¹ Cr⁶⁺ étaient respectivement d'environ 3,5 EUR/kg sur base sèche et 5 EUR/an.

L'adsorption avancée du fluorure de l'eau potable par les NP magnétiques a également été récemment rapportée par différents scientifiques du monde entier. La contamination du fluorure dans les sources d'eau potable peut être causée par les industries et peut atteindre jusqu'à 5 mg L⁻¹ [162]. Les auteurs ont développé des NP noyau-coquille Ce-Ti@Fe₃O₄ montrant une grande efficacité pour l'élimination du fluorure avec une capacité d'adsorption de 91 mg g⁻¹ à pH 7. Les auteurs ont souligné que ces NP présentaient une applicabilité sur une large plage de pH (de 5

à 11). Ils ont comparé leurs capacités d'adsorption avec celles de 18 autres NP développées. Seuls les NP Fe₃O₄@ZrO₂ développés par Riahi et al. [163] ont montré une capacité d'adsorption plus élevée, soit 158,6 mg g⁻¹. Cependant, cette capacité d'adsorption élevée a été atteinte à pH 2,5 alors que Markeb et al. [162] ont travaillé à pH neutre. Plus important encore, Markeb et al. [162] ont montré que l'absorbant était facile à récupérer et atteignait les normes de qualité de l'eau potable lors du traitement des eaux naturelles contaminées par le fluorure.

La combinaison des NP avec la technologie membranaire semble être plus bénéfique que les processus d'adsorption avec des NP immobilisées pour l'élimination sélective des métaux lourds.

Roy et coll. [164] ont rapporté des membranes de nanofiltration (NF) avec des NP intégrées conduisant à de meilleures performances, une plus grande résistance à l'encrassement, présentant des propriétés antimicrobiennes et, dans certains cas, indiquant également une meilleure sélectivité ionique. Les préoccupations liées à l'augmentation des coûts de fabrication des membranes pourraient être évitées en utilisant des membranes sous forme de greffage imprimées, synthétisées par des précurseurs peu coûteux, réduisant ainsi les coûts de manière significative. Un exemple de mise en œuvre réussie de NP dans une membrane de microfiltration pour l'élimination de l'As (III) a été récemment présenté par Luan et al. [165], qui ont atteint des taux d'élimination allant jusqu'à 90 % dans une plage de pH de 5,0 à 9,0.

L'application des membranes nanocomposites et, en particulier, des procédés de nanofiltration dans la production d'eau potable est bien établie depuis plus de deux décennies.

Par conséquent, la technologie membranaire basée sur les nanomembranes pour la technologie avancée de purification de l'eau potable est entre-temps commercialisée, et la demande accrue de membranes nanocomposites a également réduit les coûts de production. Des évolutions similaires pourraient également être attendues pour l'adsorption de métaux lourds par les NP, avec une demande croissante en eau potable à l'avenir.

4.3. Élimination des composés organiques de l'eau potable par les NT

Jusqu'à présent, seules quelques études se concentrent sur l'application des NP pour l'élimination des composés organiques dans le traitement de l'eau potable. L'élimination de la MON est principalement réalisée par adsorption suivie d'une dégradation photocatalytique, comme démontré avec les TiO₂-NP [166]. Les auteurs ont décrit les deux étapes plus en détail. Premièrement, l'adsorption du composé organique a lieu, ce qui ne fait que réduire la concentration du polluant dans le milieu. Sans irradiation UV, aucune dégradation ne se produit. L'irradiation initialise la libération de ROS et d'autres radicaux comme mentionné ci-dessus. Ceux-ci réalisent l'étape finale de dégradation du composé organique, par exemple à la surface du TiO₂. Malheureusement, l'irradiation UV peut souvent entraîner la libération de sous-produits de désinfection indésirables, également en combinaison avec des NP TiO₂, si la durée de traitement est trop courte. Gora et coll. [167, 168] ont proposé l'utilisation de nanomatériaux TiO₂ modifiés de manière linéaire pour éliminer ces sous-produits.

Cependant, ils ont estimé que la demande énergétique pour une élimination réussie nécessiterait 8 à 36 fois plus d'énergie que celle requise pour le traitement UV/H₂O₂, rendant cette application non compatible pour l'instant. Des recherches plus approfondies pourraient conduire à des améliorations importantes NP dans l'élimination de la NOM à l'avenir.

Malgré l'application photocatalytique, Kumari et Gupta [169] ont récemment proposé l'utilisation de nano-absorbants magnétiques pour éliminer les fractions aromatiques et hydrophobes de la MON de l'eau potable. Ils ont atteint des taux d'élimination très élevés de 98,7 % et 91,0 % respectivement pour les précurseurs du trihalométhane et le trihalométhane. En outre, ils ont démontré que le procédé développé de conjugaison d'alun avec des nano-absorbants magnétiques était extrêmement efficace pour éliminer non seulement la MON mais également la turbidité. Cette élimination simultanée pourrait conduire à un système de traitement unique comprenant l'absorption et la réduction de la MON, qui pourrait également être réalisé avec des matériaux peu coûteux. Ainsi, des recherches plus approfondies dans ce domaine sont les bienvenues pour promouvoir des systèmes de traitement en une seule étape avec des coûts de traitement inférieurs et des avantages plus respectueux de l'environnement.

En résumé, on peut affirmer que les NT dans les STEP en sont encore à un stade précoce mais avec des résultats très prometteurs jusqu'à présent. Il est urgent de promouvoir davantage l'étude d'un plus grand nombre de mécanismes de réaction et l'évaluation des risques potentiels (humains et environnementaux) afin de mieux mettre en œuvre les NT en tant que technologie avancée de traitement de l'eau potable.

5. Quand l'agriculture rencontre les NT

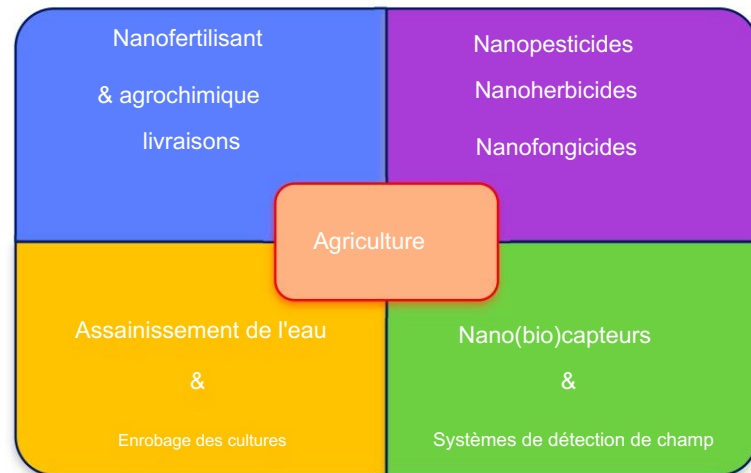
[illegible]

Figure 7. Possibilités d'application des NT en agriculture.

Selon Parisi et al. [170], il y a des raisons très spécifiques à la réserve de développement d'organismes génétiquement modifiés (OGM) dans l'agriculture sont insuffisants et leurs avantages techniques sont peu clairs, alors que l'investissement développements et faibles bénéfices dans ce secteur. L'une des principales raisons de la lenteur de la mise en œuvre est que les coûts de R&D restent très élevés. Une autre raison majeure est l'incertitude liée à la réglementation des NT. Les avantages techniques des NT dans l'agriculture sont insuffisants et les avantages techniques sont peu clairs, tandis que les niveaux internationaux ne sont pas standardisés (c'est-à-dire, incertitudes législatives). Ainsi, différents les coûts de développement dans le R&D restent très élevés. Une autre raison majeure est l'incertitude de l'évaluation des NT. Les analyses de risques dans les différents pays encouragent une prudence des grandes entreprises à l'égard des NT. Les analyses de risques à l'échelle mondiale et les réglementations standardisées sont très difficiles à mettre en œuvre. Les réglementations sur le marché américain, qui freinent les grandes organisations industrielles et les différentes évaluations et analyses de risques selon les pays ne favorisent pas les entreprises qui investissent dans ces technologies. Parisi et coll. [170] ont souligné que les produits agrochimiques entreprises à appliquer des NT similaires à l'échelle mondiale. Les réglementations sur le marché européen sont les sociétés communes qui ont tendance à détenir et à conserver de vastes brevets garantissant une exploitation future au cas où le différents de ceux du marché américain, ce qui freine l'expansion industrielle. Le marché mondial sera plus ouvert à l'application des NT dans ce secteur. Le potentiel de la société et les entreprises agricoles sont considérablement réduits [170] ont souligné que les entreprises agricoles ont tendance à détenir et à conserver de vastes brevets garantissant l'avenir du secteur agricole [171].

au cas où le marché mondial serait plus ouvert à l'application des NM dans cette section. Malgré l'incertitude des réglementations, les incertitudes sur le comportement et l'interaction des NM dans le potentiel d'amélioration significative de la productivité agricole et de l'efficacité des organismes vivants empêche une nouvelle augmentation de leur application. Il y a quand même des choses sérieuses à propos de la mise en œuvre de NT pour les entreprises à suivre les nouveaux développements et à douter que les NT satisfassent les besoins agricoles [171].

Références [172, 173]. À ce jour, la communauté scientifique a pas pu dresser une image claire des effets sur les organismes vivants. Ces incertitudes conduire à de nouveaux doutes du public empêchant l'acceptation des NM dans l'agriculture.

Néanmoins, l'utilisation de nanofertilisants, de nanopesticides/nanoherbicides et de nanobiocapteurs visent à améliorer la germination rapide des graines, à augmenter la production de biomasse, à améliorer l'allongement des racines et des pousses et le progrès de l'agriculture de précision (c'est-à-dire maximiser le rendement des cultures en modélisation) [172,174]. Différents NM sont utilisés, tels que les NP à base de métaux, notamment Ag, TiO₂, ou du ZnO, des NP magnétiques, comme l'oxyde de manganèse (MnO) et l'oxyde de fer, ou des NP polymères, tels que les NM à base de carbone ou le graphène, et autres. Dans les sous-chapitres suivants, nous se concentrera sur l'état actuel de la technique concernant les nanofertilisants, les nanopesticides et les nanoherbicides et les nano(bio)capteurs pour l'agriculture de précision plus en détail.

5.1. Nanofertilisants en agriculture

Les nanofertilisants constituent l'une des applications les plus prometteuses des NT en agriculture. Ils comprennent des nanocapsules, des nanoparticules et des capsides virales ; et sont couramment appliqués pour améliorer l'adsorption des nutriments en les livrant à des sites de culture spécifiques [170]. La principale raison de promouvoir davantage le développement des nanofertilisants semble évidente. Les utilisations traditionnelles d'engrais chimiques conventionnels entraînent des pertes élevées dues à la volatilisation et/ou au lessivage en fonction des caractéristiques spécifiques du sol. DeRosa [175] a déclaré que jusqu'à 70 % des engrais à base d'azote sont perdus dans l'environnement, soit par lessivage des nitrates, soit par l'émission d'ammoniac, soit par leur incorporation à long terme dans la matière organique du sol. Dans l'ensemble, cela peut provoquer des surcharges en azote, entraînant ainsi un risque élevé de contamination des sols, des sédiments et des eaux souterraines, entraînant une eutrophisation et/ou une contamination résiduelle.

Une autre raison importante des pertes d'engrais est la libération rapide des éléments nutritifs contenus dans les engrais dans l'environnement une fois qu'ils sont émis. Usman et coll. [174] ont signalé des pertes d'engrais à base d'azote comprises entre 30 et 60 %. De plus, les pertes basées sur le phosphore et les pertes basées sur le potassium varient respectivement entre 80 et 90 % et 50 et 70 % [176, 177]. Ainsi, les engrais à libération lente de leurs nutriments constituent un objectif majeur dans le développement de nouveaux engrais pour améliorer l'accessibilité des nutriments peu disponibles sur le long terme [178]. Ceci peut être réalisé par encapsulation des nutriments, libérant lentement les nutriments. La réduction de la libération de nutriments entraîne non seulement une réduction des coûts de production des engrais, mais se traduit également par une manière plus respectueuse de l'environnement de gérer les ressources limitées disponibles. Les engrais à base d'urée ou d'hydroxyapatite nano-enrobés, par exemple, offrent à la fois des libérations d'azote mieux contrôlées et une volatilisation d'ammoniac considérablement réduite. Usman et coll. [174] ont rapporté que de tels engrais à base de nano-engrais pouvaient maintenir des taux de libération stables d'au moins quatre semaines ou plus. En Inde, des nanoparticules de chitosane polymères biodégradables ont été appliquées comme engrais à libération lente d'azote, de phosphore et de potassium [179]. Les résultats étaient très prometteurs ainsi que ceux du kaolin et des NP polymères biocompatibles [180]. L'avantage d'utiliser des supports polymères ou d'autres nanofertilisants encapsulés conduit à une adsorption rapide sur les racines de la plante, ce qui empêche le lessivage et/ou le ruissellement. Duhan et coll. [181] ont examiné des mécanismes détaillés très différents des nanofertilisants encapsulés. Ils ont déclaré que la nano-silice encapsulée prévient également les infections des cultures par des bactéries et des champignons. D'autres nanofertilisants encapsulés, tels que ceux à base de silicium, pourraient augmenter la résistance des cultures, tandis que les nanofertilisants à base de TiO₂ peuvent être utilisés comme additifs pour augmenter la rétention d'eau. Chhipa [182] a fourni un aperçu très détaillé des différents nanofertilisants à base de nanoparticules et de leur impact sur les cultures agricoles.

Les développements actuels favorisent également de meilleurs stimuli internes des racines pour la libération des nutriments, qui affectent la production d'éthylène en réponse à une carence en azote et/ou en phosphore [174,183]. En ce qui concerne les énormes quantités d'engrais chimiques utilisées, les nouveaux développements d'engrais à base de nanoparticules à libération lente stimulant une croissance positive des cultures ne constitueront certainement pas seulement un domaine d'avenir prometteur pour les scientifiques ambitieux, mais répondront également aux débats actuels sur la demande alimentaire croissante à travers une population mondiale en croissance continue.

5.2. Nanopesticides et nanoherbicides en agriculture L'utilisation

de pesticides conventionnels est très bien établie dans l'agriculture moderne, maintenant dans une certaine mesure des rendements maximisés. Selon Carriger et al. [184], seules de petites quantités de pesticides appliqués atteignent l'organisme nuisible cible (moins de 1 %), ce qui a non seulement un impact sur la chaîne alimentaire et la santé humaine, mais a également un impact négatif sur l'environnement. Duhan et coll. [181] ont déclaré que la consommation mondiale de pesticides est d'environ deux millions de tonnes par an. Le principal inconvénient de l'utilisation de pesticides conventionnels réside dans leurs effets dangereux globaux sur l'environnement [174]. En revanche, les nanopesticides présentent une dégradation lente et une lutte efficace contre les ravageurs sur une longue période [174,182]. Ainsi, ils peuvent être appliqués moins fréquemment et en plus petites quantités, réduisant également les dommages environnementaux. Par conséquent, les nanopesticides constituent également des alternatives très prometteuses car ils sont moins chers et semblent permettre un contrôle fiable des ravageurs [181].

Tout comme les nanofertilisants, les nanoformulations entraînent également une réduction des applications et de la demande, favorisant enfin l'augmentation du rendement des cultures [174]. Il convient de mentionner que le terme nanopesticides fait référence à une formulation de pesticide qui implique soit de très petites particules du ingrédient actif ou autres petites structures artificielles dotées de propriétés pesticides utiles, tandis que le terme nanoformulation fait référence à une formulation de pesticides potentiellement plus solubilité, mobilité et durabilité [185,186].

Pour certains pesticides à base de nano-pesticides, une réduction significative de la toxicité environnementale a été récemment rapportée, comme pour l'insecticide nano-imidaclopride (IMI) [187], ou pour les nanoformulations de perméthrine [188], le pesticide multi-résidus polyéthylène glycol [189], multi-résidus l'insecticide carbofurane et pour l'insecticide organophosphoré acéphate [190]. Il est intéressant de noter que la nano-IMI a également indiqué une photodégradation accrue par rapport à la méthode conventionnelle. formulation du composé en vrac. Le nano-acéphate a montré une moindre toxicité contre les organismes non ciblés. Chhipa [182] a également rapporté une nanoformulation très efficace de fongicide, tébuconazole, pesticide, validamycine, diuron et autres.

NM basés sur des NP tels que l'Ag [191], l'oxyde de fer [192], le cuivre [193] et l'aluminium [194] ont été signalés comme pesticides utiles contre les maladies bactériennes, fongiques et virales [195]. Le l'utilisation de nanopesticides encapsulés semble être la plus efficace en raison de leur utilisation mieux contrôlée. et la libération lente d'ingrédients actifs tels que les nanofertilisants. Ainsi, ils peuvent fournir une activité de site cible plus précise avec une plus grande stabilité. Nanopesticides encapsulés Non seulement ils fournissent ces caractéristiques, mais des nanosphères polymères, des nanogels et des nanofibres ont également été développés avec une action d'ingrédient similaire. Certains pesticides peu solubles dans l'eau, tels que les nano-émulsions et les nano-dispersions, ont été développés pour améliorer leur biodisponibilité [185].

En agriculture, l'élimination des mauvaises herbes constitue l'une des menaces les plus difficiles et les plus importantes. Un un taux élevé de mauvaises herbes involontaire peut simplement entraîner une baisse du rendement des cultures. D'un point de vue économique, la présence de mauvaises herbes est désagréable et doit être minimisée autant autant que possible en utilisant, par exemple, des herbicides courants tels que le glyphosate. Cependant, élevé des quantités d'herbicides doivent être utilisées, bien que similaires aux pesticides courants, seulement des montants mineurs atteignent l'objectif. Pour cette raison, les nanoherbicides sont également très prometteurs réduisant les quantités efficaces requises, protégeant ainsi l'environnement.

La plupart des nanoherbicides reposent sur des substances polymères biodégradables encapsulant, par exemple par exemple, des herbicides courants tels que l'atrazine, l'ametryn, la simazine et le paraquat [174,196]. D'une part, les nanoherbicides offrent une durée de vie plus longue. De plus, d'autre part D'une part, ils peuvent être facilement adsorbés par les plantes où les capsules libèrent lentement leurs actifs substances. Pour la plupart d'entre eux, une activité accrue et une protection renforcée des plantes ont été reconnu. Des observations similaires ont été rapportées pour la nanoémulsion de glyphosate en raison de biodisponibilité accrue [197]. Globalement, il existe des articles scientifiques très prometteurs rapportant des herbicides nano-sourcés qui montrent une activité plus efficace à des concentrations plus faibles par rapport à leur formulation commerciale. En outre, l'augmentation des activités visant à réduire les apports conduisent à une réduction significative de la contamination des sols et des eaux souterraines. Cependant, comme nanofertilisants et nanopesticides, les risques environnementaux restent très incertains en raison au manque de méthodes d'analyse fiables et à plusieurs difficultés de mesure des NM in situ. Ainsi, quelques résultats préliminaires sur les invertébrés pourraient permettre de juger du potentiel risques des nanoherbicides [198]. À l'heure actuelle, il semble que dans de nombreux cas, les nanoherbicides pourraient être plus respectueux de l'environnement que leurs contre-herbicides commercialisés.

5.3. Nano(bio)capteurs pour l'agriculture de précision

L'agriculture de précision est une discipline scientifique relativement jeune, notamment en ce qui concerne Implémentation NT. L'objectif général de l'agriculture de précision est de maximiser le rendement des cultures en minimisant les intrants (par exemple, les engrais, les pesticides, les herbicides) grâce à la surveillance de l'environnement. variables et en appliquant des actions ciblées [181]. Klerx et coll. [199] appelée agriculture de précision comme l'agriculture et l'agriculture intelligentes (numérisation de l'agriculture conventionnelle) pour améliorer à la fois rendements des cultures et protection de l'environnement.

Cependant, l'agriculture de précision nécessite plusieurs données en ligne telles que la fertilité, le niveau d'humidité, la température, la croissance des cultures, les maladies, les mauvaises herbes et autres, afin de modéliser les conditions en temps réel qui aident les agriculteurs dans leur décision d'action [200,201]. L'agriculture intelligente nécessite une excellente compréhension des conditions de terrain traitées par ordinateur et suivie d'analyses de données, que les agriculteurs pourraient ne pas être en mesure de gérer ou tout simplement ne pas accepter [19].

Ainsi, l'idée de base de l'agriculture de précision comprend une fusion d'ordinateurs, de capteurs, de systèmes mondiaux de positionnement par satellite et de dispositifs de télédétection pour obtenir autant de données disponibles en ligne. Ils sont continuellement évalués par de puissants outils logiciels visant à maximiser les rendements des cultures [181]. L'agriculture de précision offre une solution intelligente aux demandes locales qui conduira finalement à une réduction de la consommation de produits chimiques, des coûts et des dommages environnementaux. Il est évident que l'agriculture de précision est actuellement une intention assez futuriste, mais en gardant à l'esprit que la demande alimentaire d'ici 2050 devrait augmenter de 70 % et la production de viande de 50 %, faisant du concept d'agriculture de précision une industrie clé importante de demain. [202,203].

Comment les NT peuvent-elles contribuer à promouvoir de nouveaux développements dans l'agriculture de précision ? Les nanocapteurs sont une solution intelligente pour contribuer au développement et à la progression de l'agriculture de précision. Dans ce contexte, des nanocapteurs sont utilisés pour détecter rapidement les agents pathogènes et les contaminations qui inhibent la croissance des cultures et qui pourraient avoir un impact négatif sur le rendement des cultures. Acharya & Pal [172] ont mis en évidence l'application des NT dans des appareils électroniques équipés de nanodiodes électroluminescentes qui sont déjà utilisées pour déterminer l'état de chlorophylle de cultures individuelles indiquant leur état de santé. Les applications de tels dispositifs conduisent à une réduction significative des pesticides et autres produits agrochimiques car des traitements spécifiques des cultures peuvent alors être réalisés individuellement et/ou localement. Duhan et coll. [181] ont présenté un banc complet de différents nano(bio)capteurs destinés à l'agriculture de précision. Des nano(bio)-capteurs basés sur l'inhibition de la réaction enzymatique ou d'autres basés sur la nanogénétique sont utilisés pour détecter et quantifier les bactéries, les virus et les agents pathogènes. De plus, des capteurs pour une détection précise des pesticides (par exemple, les organophosphates, le méthylparathion, le chlorpyrifos et le carbufurane) et la détermination des éléments nutritifs du sol basés sur des capteurs de nanotubes de carbone ou de nanoparticules pour la détection des gaz (par exemple, l'ammoniac, l'oxyde d'azote, le sulfure d'hydrogène, le dioxyde de soufre et les substances volatiles). organiques) peuvent être appliqués. Antonacci et al. [204] ont souligné le fait que les nano(bio)capteurs présentent certains avantages pertinents par rapport aux (bio)capteurs de dernière génération. En outre, ils ont souligné que les nano(bio)capteurs présentent une sensibilité plus élevée, un temps de réponse plus rapide, une capacité à médier une cinétique de transfert d'électrons rapide (importante pour les réactions enzymatiques), une stabilité plus élevée et une durée de vie plus longue [205]. Un autre avantage conduit au fait que les nano(bio)capteurs sont mieux applicables dans des matrices complexes telles que les sols à faible homogénéité et les produits chimiques retenus, augmentant ainsi le bruit de fond analytique.

À l'avenir, on s'attend à ce que l'agriculture de précision conduise également au développement de robots agricoles équipés de tels nano(bio)capteurs. De tels robots pourraient aider les agriculteurs en tant que « système d'aide à la décision » grâce au désherbage robotisé sélectif. Acharya et Pal [172] appellent cela l'objectif ultime de l'agriculture de précision. De plus, une gestion spécifique aux plantes, comme la fertilisation d'une culture ou le désherbage, est envisageable. Mali et coll. [206] ont simplifié l'utilisation de nano(bio)capteurs en les appelant « détection, détection et surveillance » de tout signal biochimique et biophysique associé à un stress spécifique au niveau d'une seule molécule ou cellule.

D'une certaine manière, cela peut sembler tiré par les cheveux, mais selon Feynman (1960), « il y a beaucoup de place en bas », que nous devons encore découvrir, étudier, comprendre et appliquer avec respect et responsabilité envers les générations futures.

6. Conclusions

Le secteur des NT environnementaux est encore une branche jeune par rapport aux autres secteurs commercialisés. Cependant, ce secteur commence à s'ouvrir de plus en plus sur le marché mondial. Une fois que les gouvernements auront défini des réglementations claires et strictes et harmonisé les normes internationales, les technologies nationales environnementales se répandront et attireront de plus en plus de marchés environnementaux. Plusieurs développements de NT sont déjà appliqués avec succès dans l'assainissement de l'environnement en raison d'une réactivité plus élevée conduisant à une transformation et/ou une trans

détoxification des sites de déchets dangereux. Cependant, des études à long terme montreront si la stabilité prévue se transformera en vérité ou si des changements inattendus dans les conditions environnementales auront des impacts sur l'application des NP dans l'assainissement de l'environnement.

Dans le traitement des eaux usées, le potentiel de dégradation rapide des polluants ne semble pas épuisé. L'adsorption et la dégradation chimique de colorants industriels ayant des effets cytotoxiques ont été récemment démontrées. Cependant, on s'attend à ce que les NT conduisent également à un développement significatif vers l'élimination des traces de polluants organiques dans le traitement des eaux usées municipales. Des étapes de purification supplémentaires après un traitement biologique appliquant par exemple des surfaces réactives dopées aux NP catalytiques pourraient être une solution pour éliminer les polluants anthropiques.

Des évolutions et tendances similaires apparaissent dans le secteur du traitement de l'eau potable. Actuellement, les NT sont principalement utilisés pour la désinfection d'agents pathogènes, tels que *Escherichia coli*, *Shigella dysenteriae*, *Salmonella typhimurium* et *Vibrio cholerae*; adsorption de métaux lourds; et l'élimination des composés organiques. Si les applications pour la désinfection sont bien établies, celles pour l'adsorption des métaux lourds et la pollution par les composés organiques semblent en être encore à leurs balbutiements. Cependant, plusieurs groupes scientifiques ont démontré que les nouvelles applications des NM dans le traitement de l'eau potable peuvent être plus rentables et plus respectueuses de l'environnement que les techniques de traitement conventionnelles. Ainsi, une plus grande acceptation et une plus grande diffusion des connaissances sont nécessaires pour promouvoir davantage l'application des NT dans cette branche.

Dans le secteur agricole, l'application des NT se concentre principalement sur les nanofertilisants, les nanopesticides/nanoherbicides et les nano(bio)capteurs. Comme indiqué précédemment, le développement et la mise en œuvre de NT dans ce secteur semblent dépendre largement des réglementations internationales et d'évaluations précises des risques. Il existe un énorme potentiel d'applications des NT dans le secteur agricole, en particulier dans le secteur de l'agriculture de précision. Des recherches interdisciplinaires sont nécessaires de toute urgence pour faire progresser les développements dans ce domaine en raison de la demande croissante de produits alimentaires et autres. Avec le développement en cours, c'est-à-dire l'augmentation de la population mondiale, l'humanité sera confrontée à des défis importants pour garantir l'accès à une nourriture suffisante, à l'eau potable, à des services sanitaires et à des soins de santé de haut niveau. Des exigences élevées en matière de production alimentaire conduiront automatiquement à favoriser la mise en œuvre de NT dans l'agriculture en raison d'une consommation réduite en termes d'engrais, de pesticides et autres; en termes d'approvisionnement en eau, lorsque cela est nécessaire; et en termes de production agricole optimisée en fonction des changements saisonniers et autres. Nous espérons que toutes ces optimisations entraîneront une augmentation des rendements agricoles et une diminution des dommages environnementaux.

Contributions des auteurs : Conceptualisation, RK; rédaction – préparation du projet original, RK; rédaction – révision et édition, RK, IMB et JB; visualisation, RK et RJ. Tous les auteurs ont lu et accepté la version publiée du manuscrit.

Financement : Cette recherche n'a reçu aucun financement externe.

Déclaration générale de l'évaluateur institutionnel : Sans objet.

Déclaration de consentement éclairé : sans objet.

Déclaration de disponibilité des données : Les données qui étayent les conclusions de cette revue sont disponibles sur demande auprès de l'auteur correspondant.

Remerciements : Les auteurs remercient le développeur de la Nanodatabase de nous avoir permis d'utiliser leurs données à des fins de visualisation.

Conflits d'intérêts : Les auteurs ne déclarent aucun conflit d'intérêts.

Les références

1. Bhattacharyya, D.; Singh, S.; Satnalika, N.; Khandelwal, A.; Jeon, SH Nanotechnology, De grandes choses d'un petit monde : une revue. Int. J. u-e-Serv. Sci. Technologie. 2009, 2, 28-29.
2. Tratnyek, PG; Johnson, RL Nanotechnologies pour le nettoyage de l'environnement. Nano aujourd'hui 2006, 1, 44-48. [\[Référence croisée\]](#)
3. Sun, H. Grands défis de la nanotechnologie environnementale. Devant. Nanotechnology. 2019, 1, 2. [\[Réf. croisée\]](#)

4. Franco, Californie ; Zabala, R. ; Cortés, FB Nanotechnologie appliquée à l'amélioration de la productivité pétrolière et gazière et à la récupération des champs colombiens. J. Pet. Sci. Ing. 2017, 157, 39-55. [\[Référence croisée\]](#) 5.
- Saleh, TA Nanomatériaux : classification, propriétés et toxicités environnementales. Environ. Technologie. Innover. 2020, 20, 101067. [\[Réf. croisée\]](#)
6. Gregorczyk, K. ; Knez, M. Nanomatériaux hybrides par dépôt de couches moléculaires et atomiques : de haut en bas, de bas en haut et entre les approches des nouveaux matériaux. Programme. Maître. Sci. 2016, 75, 1–37. [\[Référence croisée\]](#)
7. Feynman, R. Il y a beaucoup de place en bas (réimpression d'un discours prononcé lors de la réunion annuelle de l'American Physical Society). Ing. Sci. 1960, 23, 22-36.
8. Calipinar, H. ; Ulas, D. Développement de la nanotechnologie dans le monde et normes de nanotechnologie en Turquie. Procedia Comput. Sci. 2019, 158, 1011-1018. [\[Référence croisée\]](#)
9. Glenn, JC Nanotechnologie : Considérations futures sur la santé environnementale militaire. Technologie. Prévision. Soc. Chang. 2006, 73, 128-137. [\[Référence croisée\]](#)
10. Drexler, EK Moteurs de création : l'ère à venir de la nanotechnologie ; Livres d'ancrage ; Doubleday : New York, NY, États-Unis, 1986 ; ISBN0-385-19973-2.
11. Kargozar, S. ; Mozafari, M. Nanotechnologie et nanomédecine : Commencez petit, voyez grand. Maître. Aujourd'hui Proc. 2018, 5, 15492-15500. [\[Référence croisée\]](#)
12. Binnig, G. ; Rohrer, H. Microscopie à effet tunnel. Le surf. Sci. 1983, 126, 236-244. [\[Référence croisée\]](#)
13. Binnig, G. ; Quate, CF ; Gerber, C. Microscope à force atomique. Phys. Le révérend Lett. 1986, 56, 930-933. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
14. Schaming, D. ; Remita, H. Nanotechnologie : De l'Antiquité à nos jours. Trouvé. Chimique. 2015, 17, 187-205. [\[Référence croisée\]](#)
15. Fairbrother, A. ; Fairbrother, JR Les réglementations environnementales suivent-elles l'innovation ? Une étude de cas de la nanotechnologie industrie. Écotoxicol. Environ. Saf. 2009, 72, 1327-1330. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
16. Bao, Y. ; Lui, J. ; Chanson, K. ; Guo, J. ; Zhou, X. ; Liu, S. Synthèse médiée par des extraits végétaux de nanoparticules métalliques. J. Chem. 2021, 2021, 6562687. [\[Réf. croisée\]](#)
17. Mueller, Caroline du Nord ; Nowack, B. Modélisation de l'exposition des nanoparticules artificielles dans l'environnement. Environ. Sci. Technologie. 2008, 42, 4447-4453. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
18. Naghdi, M. ; Metahni, S. ; Ouarda, Y. ; Brar, Saskatchewan ; Das, RK ; Cledon, M. Approche instrumentale pour comprendre les nano-polluants. Nanotechnologie. Environ. Ing. 2017, 2, 3. [\[Réf. croisée\]](#)
19. Sousa, VS ; Teixeira, MR Nanoparticules manufacturées à base de métaux dans les systèmes de traitement de l'eau potable : une revue critique. Sci. Environ. Total. 2020, 707, 136077. [\[Réf. croisée\]](#)
20. Giese, B. ; Klaessig, F. ; Parc, B. ; Kaegi, R. ; Steinfeldt, M. ; Wigger, H. ; Von Gleich, A. ; Gottschalk, F. Risques, rejets et concentrations de nanomatériaux manufacturés dans l'environnement. Sci. Rep. 2018, 8, 1565. [\[CrossRef\]](#)
21. Hansen, SF ; Baun, A. ; Alstrup-Jensen, K. NanoRiskCat—Un outil conceptuel d'aide à la décision pour les nanomatériaux ; Agence danoise de protection de l'environnement : København, Danemark, 2011 ; pp. 1 à 86.
22. Cheikholeslami, M. ; Ganji, D. Transfert de chaleur par convection nanofluidique à l'aide d'approches semi-analytiques et numériques : une revue. J. Taiwan Inst. Chimique. Ing. 2016, 65, 43-77. [\[Référence croisée\]](#)
23. Schöbel, J. ; Burgard, M. ; Hils, C. ; Dersch, R. ; Dulle, M. ; Volk, K. ; Karg, M. ; Greiner, A. ; Schmalz, H. Bottom-Up rencontre Top-Down : les non-tissés hybrides inégaux comme plate-forme de catalyse efficace. Angew. Chimique. Int. Éd. 2016, 56, 405-408. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
24. Arroyo, G. ; Angulo, Y. ; Débuts, A. ; Cumbal, synthèse de LH et caractérisation de nanoparticules d'argent préparées avec de l'extrait de fruit de Carrasquilla (Berberis hallii) et évaluation de son activité photocatalytique. Catalyseurs 2021, 11, 1195. [\[CrossRef\]](#)
25. Kumar, B. Synthèse verte de nanoparticules d'or, d'argent et de fer pour la dégradation des polluants organiques dans les eaux usées. J. Compos. Sci. 2021, 5, 219. [\[Réf. croisée\]](#)
26. Edison, TNJI ; Sethuraman, M. Synthèse verte instantanée de nanoparticules d'argent à l'aide d'extrait de fruit de Terminalia chebula et évaluation de leur activité catalytique sur la réduction du bleu de méthylène. Processus Biochimie. 2012, 47, 1351-1357. [\[Référence croisée\]](#)
27. Singh, P. ; Kim, Y.-J. ; Zhang, D. ; Yang, D.-C. Synthèse biologique de nanoparticules de plantes et de micro-organismes. Les tendances Biotechnologie. 2016, 34, 588-599. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
28. Iravani, S. ; Korbekandi, H. ; Mirmohammadi, SV ; Zolfaghari, B. Synthèse de nanoparticules d'argent : chimiques, physiques et méthodes biologiques. Rés. Pharma. Sci. 2014, 9, 385-406. [\[Pub Med\]](#)
29. Mishra, S. ; Pradhan, J. ; Singh, R. ; Kumar, B. Phytosynthèse de nanoparticules d'oxyde de fer à l'aide d'un extrait de pousses de Juncus inflexus. Biointerface Rés. Appl. Chimique. 2021, 12, 3790-3799. [\[Référence croisée\]](#)
30. Ilyas, M. ; Waris, A. ; Khan, UA ; Zamel, D. ; Yar, L. ; Baset, A. ; Muhaymin, A. ; Khan, S. ; Ali, A. ; Ahmad, A. Synthèse biologique de nanoparticules de dioxyde de titane provenant de plantes et de micro-organismes et leurs applications biomédicales potentielles. Inorg. Chimique. Commun. 2021, 133, 108968. [\[Réf. croisée\]](#)
31. Raliya, R. ; Biswas, P. ; Tarafdar, J. Biosynthèse des nanoparticules TiO2 et son effet physiologique sur le haricot mungo (Vigna radiata L.). Biotechnologie. Rapport 2015, 5, 22-26. [\[Référence croisée\]](#)
32. Jayaseelan, C. ; Rahuman, AA ; Roopan, SM ; Kirthi, AV ; Venkatesan, J. ; Kim, SK ; Iyappan, M. ; Siva, C. Approche biologique pour synthétiser des nanoparticules de TiO2 à l'aide d'Aeromonas hydrophila et son activité antibactérienne. Spectrochim. Acta Partie A Mol. Biomol. Spectrosc. 2013, 107, 82-89. [\[Référence croisée\]](#)
33. Chen, G. ; Li, M. ; Li, F. ; Soleil, S. ; Xia, D. Synthèse médiée par les protéines de Titania nanostructuré avec différents polymorphes en salle Température. Av. Maître. 2010, 22, 1258-1262. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)

34. Karn, B. ; Kuiken, T. ; Otto, M. Nanotechnologie et assainissement in situ : examen des avantages et des risques potentiels. Environ. Perspective de santé. 2009, 117, 1813-1831. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
35. Ma, T. ; Sheng, Y. ; Meng, Y. ; Sun, J. Assainissement en plusieurs étapes de sédiments fluviaux contaminés par des métaux lourds dans une région minière basé sur la taille des particules. Chemosphère 2019, 225, 83-92. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
36. Lin, Y. ; Meng, F. ; Du, Y. ; Tan, Y. Distribution, spéciation et évaluation des risques écologiques des métaux lourds dans les sédiments de surface de la baie de Jiaozhou, Chine. Hum. Écol. Évaluation des risques. Int. J. 2016, 22, 1253-1267. [\[Référence croisée\]](#)
37. Villanueva, U. ; Raposo, JC ; Madariaga, JM Une nouvelle approche méthodologique pour évaluer la mobilité de As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni et Pb dans les sédiments fluviaux. Microchimie. J. 2013, 106, 107-120. [\[Référence croisée\]](#)
38. Mondal, A. ; Dubey, BK ; Arora, M. ; Mumford, K. Transport dans des milieux poreux de nanoparticules de fer pour une application d'assainissement de sites : examen de l'étude sur colonne à l'échelle du laboratoire, de la modélisation du transport et de l'application à l'échelle du terrain. J. Hazard. Maître. 2021, 403, 123443. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
39. Huang, Y. ; Wang, L. ; Wang, W. ; Li, T. ; Lui, Z. ; Yang, X. État actuel de la pollution des sols agricoles par les métaux lourds en Chine : Une méta-analyse. Sci. Environ. Total. 2019, 651, 3034-3042. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
40. Chen, R. ; Oui, C. Résoudre la pollution des sols en Chine. Nature 2014, 505, 483. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)
41. Chanson, B. ; Zeng, G. ; Gong, J. ; Liang, J. ; Xu, P. ; Liu, Z. ; Zhang, Y. ; Zhang, C. ; Cheng, M. ; Liu, Y. ; et coll. Méthodes d'évaluation pour évaluer l'efficacité de l'assainissement in situ des sols et des sédiments contaminés par des polluants organiques et des métaux lourds. Environ. Int. 2017, 105, 43-55. [\[Référence croisée\]](#)
42. Zhao, X. ; Liu, W. ; Cai, Z. ; Han, B. ; Qian, T. ; Zhao, D. Un aperçu de la préparation et des applications de nanoparticules de fer zérovalent stabilisées pour l'assainissement des sols et des eaux souterraines. Eau Rés. 2016, 100, 245-266. [\[Référence croisée\]](#)
43. Lui, F. ; Zhao, D. ; Paul, C. Évaluation sur le terrain des nanoparticules de fer stabilisées par la carboxyméthylcellulose pour la destruction in situ des solvants chlorés dans les zones sources. Eau Rés. 2010, 44, 2360-2370. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
44. Pandey, K. ; Saha, S. Nanoparticules de fer microencapsulées à valeur zéro dans une matrice d'acide polylactique pour l'assainissement in situ des eau contaminée. J. Environ. Chimique. Ing. 2020, 8, 103909. [\[Réf. croisée\]](#)
45. Karthick, A. ; Roy, B. ; Chattopadhyay, P. Comparaison des mousses de phosphate d'alkylpolyglucoside stabilisées par nanoparticules de fer et d'oxyde de fer de valence zéro pour l'assainissement des sols contaminés par le diesel. J. Environ. Gérer. 2019, 240, 93-107. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
46. Baragano, D. ; Alonso, J. ; Gallego, JR ; Lobo, MC ; Gil-Díaz, M. Les nanoparticules de fer zéro valent et de goéthite comme nouvelles promesses techniques de dépollution des sols as-pollués. Chemosphère 2020, 238, 124624. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)
47. Kheshtzar, R. ; Berenjian, A. ; Ganji, N. ; Taghizadeh, S.-M. ; Maleki, M. ; Taghizadeh, S. ; Ghasemi, Y. ; Ebrahimezhad, A. Méthodologie de surface de réponse et optimisation de la réaction pour produire des nanoparticules de fer zéro-valentes pour l'assainissement des polluants organiques. Biocatal. Agricole. Biotechnologie. 2019, 21, 101329. [\[Réf. croisée\]](#)
48. Rezaei, F. ; Vione, D. Effet du pH sur les performances du fer zéro valent dans les processus hétérogènes de Fenton et de type Fenton : une revue. Molécules 2018, 23, 3127. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)
49. Lune, M. ; Gastone, F. ; Tosco, T. ; Sethi, R. ; Vélmirovic, M. ; Gémoeïs, J. ; Muyschondt, R. ; Sapion, H. ; Klaas, N. ; Bastiaens, L. Injection à pression contrôlée de fer zérovalent à microéchelle stabilisé par gomme de guar pour l'assainissement des eaux souterraines. J. Contam. Hydrol. 2015, 181, 46-58. [\[Référence croisée\]](#)
50. Bennett, P. ; Lui, F. ; Zhao, D. ; Aiken, B. ; Feldman, L. Tests in situ de la mobilité et de la réactivité des nanoparticules de fer métallique dans un milieu peu profond aquifère granulaire. J. Contam. Hydrol. 2010, 116, 35-46. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
51. Su, C. ; Puls, RW ; Krug, TA ; Watling, MT ; O'Hara, Saskatchewan ; Quinn, JW ; Ruiz, NE Distance de déplacement et transformation de nanoparticules de fer zérovalent émulsionnées injectées dans le sous-sol pendant deux ans et demi. Eau Rés. 2013, 47, 4095-4106. [\[Référence croisée\]](#)
52. Calderón, B. ; Fullana, A. Libération de métaux lourds due à l'effet de vieillissement lors de l'assainissement des nanoparticules de fer zéro valent. Eau Rés. 2015, 83, 1-9. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
53. Yin, Z. ; Chanson, L. ; Chanson, H. ; Hui, K. ; Lin, Z. ; Wang, Q. ; Xuan, L. ; Wang, Z. ; Gao, W. Assainissement des sédiments contaminés par le cuivre par des nanoparticules de dioxyde de titane supportées par du charbon actif granulaire : étude du mécanisme et effet sur les activités enzymatiques. Sci. Environ. Total. 2020, 741, 139962. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
54. MiarAlipour, S. ; Friedmann, D. ; Scott, J. ; Amal, R. TiO₂/adsorbants poreux : avancées récentes et nouvelles applications. J. Hazard. Maître. 2018, 341, 404-423. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
55. Sathya, S. ; Ragul, V. ; Veeraraghavan, vice-président ; Singh, L. ; Ahamed, MIN Une étude in vitro sur l'assainissement du chrome hexavalent [Cr(VI)] à l'aide de billes à base de nanoparticules d'oxyde de fer. Environ. Nanotechnologie. Surveiller. Gérer. 2020, 14, 100333. [\[Réf. croisée\]](#)
56. Wang, T. ; Liu, Y. ; Wang, J. ; Wang, X. ; Liu, B. ; Wang, Y. Assainissement in situ des eaux souterraines contaminées par le chrome hexavalent et des sols saturés à l'aide de nanoparticules de sulfure de fer stabilisées. J. Environ. Gérer. 2019, 231, 679-686. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
57. Ou, J.-H. ; Sheu, Y.-T. ; Tsang, D. ; Soleil, Y.-J. ; Kao, C.-M. Application d'un système de nanoparticules bimétalliques fer/aluminium pour l'assainissement des eaux souterraines contaminées par le chrome. Chemosphère 2020, 256, 127158. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)
58. Gallo, A. ; Bianco, C. ; Tosco, T. ; Tiraferri, A. ; Sethi, R. Synthèse de nanoparticules bimétalliques argent/fer éocompatibles pour l'assainissement de l'eau et l'évaluation de la réactivité sur le bleu de bromophénol. J. Nettoyer. Prod. 2019, 211, 1367-1374. [\[Référence croisée\]](#)
59. Singh, H. ; Bhardwaj, N. ; Arya, Saskatchewan ; Khatri, M. Impacts environnementaux des marées noires et leur réhabilitation par des nanomatériaux magnétiques al. Environ. Nanotechnologie. Surveiller. Gérer. 2020, 14, 100305. [\[Réf. croisée\]](#)
60. Dave, D. ; Ghaly, A. Technologies d'assainissement des déversements d'hydrocarbures en mer : examen critique et analyse comparative. Suis. J. Environ. Sci. 2011, 7, 423-440. [\[Référence croisée\]](#)

61. Doshi, B. ; Sillanpää, M. ; Kalliola, S. Une revue des matériaux d'origine biologique pour le traitement des déversements d'hydrocarbures. *Eau Rés.* 2018, 135, 262-277. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
62. Qian, Y. ; Qin, C. ; Chen, M. ; Lin, S. Nanotechnologie dans l'assainissement des sols – Applications et implications. *Écotoxicol. Environ. Saf.* 2020, 201, 110815. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
63. Chai, WS; Cheun, JY ; Kumar, PS ; Mubashir, M. ; Majeed, Z. ; Banat, F. ; Ho, S.-H. ; Show, PL Une revue des matériaux conventionnels et nouveaux pour l'adsorption des métaux lourds dans les applications de traitement des eaux usées. *J. Nettoy. Prod.* 2021, 296, 126589. [\[Réf. croisée\]](#)
64. Babel, S. ; Kurniawan, TA Élimination du Cr(VI) des eaux usées synthétiques à l'aide de charbon de noix de coco et de charbon actif commercial modifié avec des agents oxydants et/ou du chitosane. *Chemosphère* 2004, 54, 951-967. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
65. Gu, M. ; Hao, L. ; Wang, Y. ; Li, X. ; Chen, Y. ; Li, W. ; Jiang, L. L'adsorption sélective des ions de métaux lourds des nanoparticules d'oxyde de zinc des eaux usées dentaires. *Chimique. Phys.* 2020, 534, 110750. [\[Réf. croisée\]](#)
66. Kong, Q. ; Wei, J. ; Hu, Y. ; Wei, C. Fabrication d'oxyde de graphène modifié par un polymère hyperramifié amino terminal et ses performances d'adsorption importantes vers le Cr (VI). *J. Hazard. Maître.* 2019, 363, 161-169. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
67. Periyasamy, S. ; Manivasakan, P. ; Jeyaprabha, C. ; Meenakshi, S. ; Viswanathan, N. Fabrication d' un biocomposite hydrotalcite/chitosane assisté par oxyde de nano-graphène : un adsorbant efficace pour l'élimination du chrome de l'eau. *Int. J. Biol. Macromol.* 2019, 132, 1068-1078. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
68. Huang, J. ; Cao, Y. ; Qin, B. ; Zhong, G. ; Zhang, J. ; Yu, H. ; Wang, H. ; Peng, F. Nanotubes de carbone magnétiques dopés à l'azote très efficaces et résistants à la corrosion acide pour l'élimination du chrome hexavalent avec réutilisation ultérieure. *Chimique. Ing. J.* 2019, 361, 547-558. [\[Référence croisée\]](#)
69. Shan, C. ; Liu, Y. ; Huang, Y. ; Pan, B. La voie non radicalaire a dominé l'oxydation catalytique de l'As (III) avec du H₂O₂ stoechiométrique sur nanocéria. *Environ. Int.* 2019, 124, 393-399. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
70. Wang, Y. ; Chen, X. ; Yan, J. ; Wang, T. ; Xie, X. ; Yang, S. Élimination efficace de l'arséniate de l'eau par des nanoparticules de céria ultrafines chargées de biochar et enrichies en Ce³⁺ par adsorption-précipitation. *Sci. Environ. Total.* 2021, 794, 148691. [\[Réf. croisée\]](#)
71. Niazi, NK; Bibi, moi; Shahid, M. ; D'accord, YS ; Burton, E. ; Wang, H. ; Shaheen, S. ; Rinklebe, J. ; Lüttge, A. Élimination de l'arsenic par le biocharbon des feuilles de périlla dans les solutions aqueuses et les eaux souterraines : un examen spectroscopique et microscopique intégré. *Environ. Polluer.* 2018, 232, 31-41. [\[Référence croisée\]](#)
72. Bakshi, S. ; Banik, C. ; Rathke, SJ; Laird, DA Adsorption d'arsenic sur des complexes fer-biocharbon zérovalents. *Eau Rés.* 2018, 137, 153-163. [\[Référence croisée\]](#)
73. Bhaumik, M. ; Noubactep, C. ; Gupta, VK ; McCrindle, RI; Maity, A. Nanofibres composites polyaniline/Fe₀ : Un excellent adsorbant pour l'élimination de l'arsenic des solutions aqueuses. *Chimique. Ing. J.* 2015, 271, 135-146. [\[Référence croisée\]](#)
74. Sheela, T. ; Nayaka, YA Cinétique et thermodynamique de l'adsorption des ions cadmium et plomb sur les nanoparticules de NiO. *Chimique. Ing. J.* 2012, 191, 123-131. [\[Référence croisée\]](#)
75. Huang, Y. ; Zheng, H. ; Hu, X. ; Wu, Y. ; Tang, X. ; Lui, Q. ; Peng, S. Adsorption sélective améliorée du plomb (II) provenant des eaux usées complexes par des nanoparticules de silice magnétique enrobées de chitosane fonctionnalisées par DTPA, basées sur la synergie anionique. *J. Hazard. Maître.* 2021, 422, 126856. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
76. Kim, HJ; Lee, JM ; Choi, JH; Kim, DH ; Bloque, Jung, HS Propriétés de synthèse et d'adsorption des nanoparticules d'hématite conjuguée à la gélatine (α-Fe₂O₃) pour l'élimination du plomb des eaux usées. *J. Hazard. Maître.* 2021, 416, 125696. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
77. Egbosiuba, TC; Egunyenga, MC; Tijani, JO; Mustapha, S. ; Abdulkarim, AS ; Kovo, AS; Krikstolaityte, V. ; Veksha, A. ; Wagner, M. ; Lisak, G. Nanotubes de carbone activés à parois multiples décorés de nanoparticules de nickel zéro valent pour l'adsorption de l'arsenic, du cadmium et du plomb à partir des eaux usées dans des modes de flux discontinu et continu. *J. Hazard. Maître.* 2021, 423, 126993. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
78. Rezanian, S. ; Mojiri, A. ; Parc, J. ; Nawrot, N. ; Wojciechowska, E. ; Marraiki, N. ; Zaghloul, Nouvelle-Écosse Élimination des ions plomb des eaux usées à l'aide de nanoparticules de sulfure de lanthane décorées sur de l'oxyde de graphène magnétique. *Environ. Rés.* 2022, 204, 111959. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
79. Almomani, F. ; Bhosale, R. ; Khraisheh, M. ; Kumar, A. ; Almomani, T. Élimination des ions de métaux lourds des eaux usées industrielles à l'aide nanoparticules magnétiques (MNP). *Appl. Le surf. Sci.* 2020, 506, 144924. [\[Réf. croisée\]](#)
80. Singh, D. ; Verma, S. ; Gautam, RK; Krishna, V. Adsorption du cuivre sur l'acide nitrilotriacétique synthétisé fonctionnalisé Fe₃O₄ nanoparticules : Etudes cinétiques, d'équilibre et thermodynamiques. *J. Environ. Chimique. Ing.* 2015, 3, 2161-2171. [\[Référence croisée\]](#)
81. Singh, S. ; Perween, S. ; Ranjan, A. Amélioration spectaculaire de l'adsorption du colorant rouge du Congo dans un composite polymère-nanoparticule de titanate de polyaniline-zinc. *J. Environ. Chimique. Ing.* 2021, 9, 105149. [\[Réf. croisée\]](#)
82. Deshpande, B. ; Agrawal, P. ; Yenkie, M. ; Dhoble, S. Perspectives des nanotechnologies dans la dégradation des eaux usées : une nouvelle défis. *Nano-Structure. Nano-Objets* 2020, 22, 100442. [\[CrossRef\]](#)
83. Jabasingh, SA; Belachew, H. ; Yimam, A. Nanoparticules de bagasse induites par l'oxyde de fer pour la séquestration des ions Cr⁶⁺ provenant de la tannerie effluent à l'aide d'un réacteur discontinu modifié. *J. Appl. Polyme. Sci.* 2018, 135, 135. [\[Référence croisée\]](#)
84. Zhu, D. ; Shao, J. ; Li, Z. ; Yang, H. ; Zhang, S. ; Chen, H. Nano nickel incorporé dans du biochar poreux supporté par des NTC dopés au N pour adsorption-réduction du chrome hexavalent. *J. Hazard. Maître.* 2021, 416, 125693. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
85. Zaidi, R. ; Khan, SU ; Farooqi, I. ; Azam, A. Adsorption rapide de Pb (II) et de Cr (VI) à partir d'une solution aqueuse par l'hydroxyde d'aluminium nanoparticules : Equilibre et évaluation cinétique. *Maître. Aujourd'hui Proc.* 2021, 47, 1430-1437. [\[Référence croisée\]](#)
86. Yang, Y. ; Zhang, Y. ; Wang, G. ; Yang, Z. ; Xian, J. ; Yang, Y. ; Li, T. ; Pu, Y. ; Jia, Y. ; Li, Y. ; et coll. Adsorption et réduction du Cr(VI) par un nouveau composite nanométrique FeS/chitosane/biochar à partir d'une solution aqueuse. *J. Environ. Chimique. Ing.* 2021, 9, 105407. [\[CrossRef\]](#)

87. Yin, L.; Mi, N.; Yao, Y.-R.; Li, J.; Zhang, Y.; Yang, SG; Li, H.; Hu, X.; Li, S.-Y.; Ni, L.-X. Élimination efficace du Cr (VI) par des nanoparticules de FeS modifiées par l'acide tannique : performances et mécanismes. *Sciences de l'eau*. Ing. 2021, 14, 210-218. [\[Référence croisée\]](#)
88. Yang, J.; Zhang, H.; Miam.; Emmanuelawati, I.; Zou, J.; Yuan, Z.; Yu, C. Nanoparticules γ -Fe₂O₃ à haute teneur et bien dispersées encapsulées dans de la silice macroporeuse avec des performances d'élimination de l'arsenic supérieures. *Av. Fonct. Maître*. 2014, 24, 1354-1363. [\[Référence croisée\]](#)
89. Su, H.; Oui, Z.; Hmidi, N. Adsorbants nanocomposites oxyde de fer-oxyde de graphène haute performance pour l'élimination de l'arsenic. *Surf sur les colloïdes*. Une physicochimie. Ing. Aspic. 2017, 522, 161-172. [\[Référence croisée\]](#)
90. Zhou, C.; Han, C.; Min, X.; Yang, T. Adsorption simultanée d'As (V) et de Cr (VI) par une zéolite supportant du fer zérovalent à l'échelle nanométrique de sulfure : réaction compétitive, affinité et mécanisme d'élimination. *J. Mol. Liq.* 2021, 338, 116619. [\[Réf. croisée\]](#)
91. Yakout, AA; Khan, ZA Nanocomposite d'oxyde de graphène réduit haute performance Zr-MnO₂@pour l'assainissement efficace et simultanément des arsénates As(V) à partir d'échantillons d'eau environnementale. *J. Mol. Liq.* 2021, 334, 116427. [\[CrossRef\]](#)
92. Awokoya, KN; Oninla, VO; Bello, DJ Synthèse de nanoparticules d'amidon oxydées de Dioscorea dumentorum pour l'adsorption des ions plomb(II) et cadmium(II) des eaux usées. *Environ. Nanotechnologie. Surveiller. Gérer.* 2021, 15, 100440. [\[CrossRef\]](#)
93. Oulguidoum, A.; Bouyarmame, H.; Laghzizil, A.; Nunzi, J.-M.; Saoiabi, A. Développement de nanoparticules d'hydroxyapatite fonctionnalisées par un sulfonate pour l'élimination du cadmium des solutions aqueuses. *Interface Colloïdes Sci. Commun.* 2019, 30, 100178. [\[Réf. croisée\]](#)
94. Shahrashoub, M.; Bakhtiari, S. L'efficacité des composites de nanoparticules de charbon actif/magnétite dans l'élimination du cuivre : récupération des déchets industriels, synthèse verte, caractérisation et études d'adsorption-désorption. *Matière mésoporeuse microporeuse*. 2021, 311, 110692. [\[Réf. croisée\]](#)
95. Chen, S.; Xie, F. Adsorption sélective des ions cuivre (II) en solution mixte par des nanoparticules magnétiques Fe₃O₄ -MnO₂ -EDTA. *Appl. Le surf. Sci.* 2020, 507, 145090. [\[Réf. croisée\]](#)
96. Chaâbane, L.; Beyou, E.; Luneau, D.; Baouab, MHV Fonctionnalisation de feuilles d'oxyde de graphène avec des nanoparticules de magnétite pour l'adsorption d'ions cuivre et étude de son activité catalytique potentielle vers l'homocouplage d'alcynes dans des conditions vertes. *J. Catal.* 2020, 388, 91-103. [\[Référence croisée\]](#)
97. Blanc, RL; Blanc, CM ; Turgut, H. ; Massoud, A. ; Tian, ZR Études comparatives sur l'adsorption du cuivre par l'oxyde de graphène et nanoparticules d'oxyde de graphène fonctionnalisées. *J. Taiwan Inst. Chimique. Ing.* 2018, 85, 18-28. [\[Référence croisée\]](#)
98. Joshi, P.; Manocha, S. Études cinétiques et thermodynamiques de l'adsorption d'ions cuivre sur des nanoparticules d'hydroxyapatite. *Maître. Aujourd'hui Proc.* 2017, 4, 10455-10459. [\[Référence croisée\]](#)
99. Zhang, W.; Zhang, D.; Liang, Y. Nanotechnologie pour l'assainissement de l'eau contaminée par des substances poly- et perfluoroalkyles : Une critique. *Environ. Polluer.* 2019, 247, 266-276. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
100. Du, Z.; Deng, S.; Bei, Y.; Huang, Q.; Wang, B.; Huang, J.; Yu, G. Comportement d'adsorption et mécanisme des composés perfluorés sur divers adsorbants - Une revue. *J. Hazard. Maître*. 2014, 274, 443-454. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
101. Vo, PNH; Ngo, HH; Guo, W.; Nguyen, TMH; Li, J.; Liang, H.; Deng, L.; Chen, Z.; Nguyen, TAH Substances poly-et perfluoroalkyles dans l'eau et les eaux usées : un examen complet des sources à l'assainissement. *J. Ingénieur des procédés d'eau*. 2020, 36, 101393. [\[Réf. croisée\]](#)
102. España, VAA; Mallavarapu, M.; Naidu, R. Technologies de traitement du perfluorooctanesulfonate aqueux (PFOS) et du perfluorooctanoate (PFOA) : une revue critique mettant l'accent sur les essais sur le terrain. *Environ. Technologie. Innover.* 2015, 4, 168-181. [\[Référence croisée\]](#)
103. Gong, Y.; Wang, L.; Liu, J.; Tang, J.; Zhao, D. Élimination de l'acide perfluorooctanoïque aqueux (PFOA) à l'aide de magnétite stabilisée à l'amidon nanoparticules. *Sci. Environ. Total.* 2016, 562, 191-200. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
104. Rohaizad, A.; Shahabuddin, S.; Shahid, MM; Rashid, Nouveau-Mexique ; Hir, ZAM; Ramly, MM; Awang, K. ; Siong, CW; Aspanut, Z. Synthèse verte de nanoparticules d'argent issues d'extraits d'écorce séchée de Catharanthus roseus déposées sur de l'oxyde de graphène pour une adsorption efficace du colorant bleu de méthylène. *J. Environ. Chimique. Ing.* 2020, 8, 103955. [\[Réf. croisée\]](#)
105. Fouda, A.; Hassan, SE-D.; Saïed, E.; Hamza, MF Dégradation photocatalytique d'effluents de textiles et de tanneries réels à l'aide de nanoparticules d'oxyde de magnésium biosynthétisées (MgO-NP), adsorption de métaux lourds, phytotoxicité et activité antimicrobienne. *J. Environ. Chimique. Ing.* 2021, 9, 105346. [\[CrossRef\]](#)
106. Pourrahim, S.; Salem, A.; Salem, S.; Tavangar, R. Application des déchets solides de l'industrie de la fonte ductile pour le traitement des eaux usées contaminées par un colorant bleu réactif via de l'oxyde de magnésium nano-poreux approprié. *Environ. Polluer.* 2020, 256, 113454. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
107. Reghioua, A.; Barkat, D.; Jawad, AH; Abdulhameed, AS; Khan, MR Synthèse de nanoparticules chitosanglyoxal /ZnO/Fe₃O₄ réticulées magnétiquement à base de Schiff pour une adsorption améliorée de colorant organique : modélisation et étude des mécanismes. *Soutenir. Chimique. Pharma.* 2021, 20, 100379. [\[CrossRef\]](#)
108. Samrot, AV; Ali, HH ; Selvarani, J. ; Faradjeva, E. ; Raji, P. ; Prakash, P. ; Kumar, S. Efficacité d'adsorption de nanoparticules d'oxyde de fer superparamagnétiques (SPION) synthétisées chimiquement sur un colorant cristal violet. *Curr. Rés. Maintien vert. Chimique.* 2021, 4, 100066. [\[Réf. croisée\]](#)
109. Badhai, P.; Kashyap, S.; Behera, SK Adsorption du rouge de phénol sur des hybrides GO-Fe₃O₄ en milieu aqueux. *Environ. Nanotechnologie. Surveiller. Gérer.* 2020, 13, 100282. [\[Réf. croisée\]](#)
110. Chauhan, AK; Kataria, N.; Garg, V. Fabrication verte de nanoparticules de ZnO à l'aide d'Eucalyptus spp. extrait de feuilles et leur application dans l'assainissement des eaux usées. *Chemosphère* 2020, 247, 125803. [\[CrossRef\]](#)
111. AliYounis, S.; Maitlo, HA; Lee, J.; Kim, K.-H. Technologies de sorption et de membrane basées sur les nanotechnologies pour le traitement des polluants d'origine pétrolière dans les écosystèmes naturels et les flux d'eaux usées. *Av. Interface colloïdale Sci.* 2020, 275, 102071. [\[Réf. croisée\]](#)
112. Saputera, WH; Amri, AF; Daiyan, R.; Sasongko, D. Technologie photocatalytique pour les eaux usées des effluents des usines d'huile de palme (POME) Traitement : progrès actuels et perspectives futures. *Matériaux* 2021, 14, 2846. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)

113. Béthi, B. ; Sonawane, SH; Bhanvase, BA; Gumfekar, SP Procédés d'oxydation avancés basés sur des nanomatériaux pour les eaux usées traitement : une revue. Chimique. Ing. Processus.—processus intensif. 2016, 109, 178-189. [\[Référence croisée\]](#)
114. Javanbakht, V. ; Mohammadian, M. Processus d'oxydation avancés photo-assistés pour une élimination efficace des colorants anioniques et cationiques à l'aide d'un nano-photocatalyseur bentonite/TiO₂ immobilisé avec des nanoparticules d'argent. J. Mol. Structure. 2021, 1239, 130496. [\[CrossRef\]](#)
115. Akyüz, D. Photocatalyseur rGO-TiO₂ -CdO-ZnO-Ag pour améliorer la dégradation photocatalytique du bleu de méthylène. Opter. Maître. 2021, 116, 111090. [\[Référence croisée\]](#)
116. Cani, D. ; van der Waal, JC; Pescarmona, PP Nanoparticules de TiO₂ dopées et hautement accessibles intégrées à la surface du SiO₂ comme photocatalyseurs pour la dégradation des polluants sous rayonnement visible et UV. Appl. Catal. A Gen. 2021, 621, 118179. [\[CrossRef\]](#)
117. Moussavi, M. ; Ghorbani-Moghadam, T. ; Kompany, A. Enquête sur la dégradation photocatalytique du méthylorange à l'aide de nanoparticules La_{0.7}Sr_{1.3}CoO₄ Ruddlesden-Popper. Céram. Int. 2021, 47, 20651-20658. [\[Référence croisée\]](#)
118. Adekunle, AS; Oyekunle, JA; Durosinmi, LM; Oluwafemi, OS ; Olayanju, DS; Akinola, AS; Obisesan, Oregon ; Akinyele, OF; Ajayeoba, TA Potentiel des nanoparticules de cobalt et d'oxyde de cobalt comme nanocatalyseur pour la dégradation des colorants dans les eaux usées. Nano-Structure. Nano-Objets 2020, 21, 100405. [\[CrossRef\]](#)
119. Guo, F. ; Chen, Z. ; Huang, X. ; Cao, L. ; Cheng, X. ; Shi, W. ; Chen, L. Les nanoparticules Cu₃P ont décoré du nitrure de carbone tubulaire creux comme photocatalyseur supérieur pour la photodégradation de la tétracycline sous la lumière visible. Sept. Purif. Technologie. 2021, 275, 119223. [\[Réf. croisée\]](#)
120. Kefeni, KK; Mamba, BB Application photocatalytique de nanoparticules et de nanocomposites de ferrite spinelle dans le traitement des eaux usées : revue. Soutenir. Maître. Technologie. 2020, 23, e00140. [\[Référence croisée\]](#)
121. Muhammbhai, P. ; Rama, V. ; Subramaniam, P. Dégradation photocatalytique du bleu d'aniline, du vert brillant et du rouge direct 80 à l'aide de nanocomposites NiO/CuO, CuO/ZnO et ZnO/NiO. Environ. Nanotechnologie. Surveiller. Gérer. 2020, 14, 100360. [\[Réf. croisée\]](#)
122. Dhas, CR ; Venkatesh, R. ; Jothivenkatachalam, K. ; Nithya, A. ; Benjamin, BS; Raj, AME; Jayadheepan, K. ; Sanjeeviraja, C. Dégradation photocatalytique induite par la lumière visible de la rhodamine B et du Direct Red à l'aide de nanoparticules d'oxyde de cobalt. Céram. Int. 2015, 41, 9301-9313. [\[Référence croisée\]](#)
123. Alzahrani, E. Photodégradation des colorants azoïques binaires à l'aide de nanosphères Core-Shell Fe₃O₄/SiO₂/TiO₂ . Suis. J.Anal. Chimique. 2017, 8, 95-115. [\[Référence croisée\]](#)
124. Stanley, R. ; Jebasingh, JA; Stanley, PK ; Ponmani, P. ; Shekinah, M. ; Vasanthi, J. Excellente dégradation photocatalytique des colorants bleu de méthylène, rhodamine B et méthylorange par un nanocomposite Ag-ZnO sous irradiation naturelle du soleil. Optik 2021, 231, 166518. [\[CrossRef\]](#)
125. Zhang, W. ; Wang, K. ; Yu, Y. ; Lui, H. Photocatalyseur nano-composite TiO₂/HZSM-5 : le traitement par HCl de NaZSM-5 favorise dégradation photocatalytique du méthylorange. Chimique. Ing. J. 2010, 163, 62-67. [\[Référence croisée\]](#)
126. Vu, TA; Dao, CD ; Hoang, TT; Nguyen, KT; Le, GH; Bon sang, PT ; Tran, HT; Nguyen, TV Activité hautement photocatalytique du nouveau Ag₃PO₄ de taille nanométrique pour la dégradation de la rhodamine B sous irradiation par la lumière visible. Maître. Lett. 2013, 92, 57-60. [\[Référence croisée\]](#)
127. Ashiq, H. ; Nadeem, N. ; Mansha, A. ; Iqbal, J. ; Yaseen, M. ; Zahid, M. ; Shahid, I. G-C₃N₄/Ag@CoWO₄ : Un nouveau nanocomposite ternaire actif contre la lumière solaire pour la dégradation photocatalytique potentielle du colorant rhodamine B. J. Phys. Chimique. Solides 2021, 161, 110437. [\[CrossRef\]](#)
128. Dariani, R. ; Esmaili, A. ; Mortezaali, A. ; Dehghanpour, S. Réaction photocatalytique et dégradation du bleu de méthylène sur des particules nanométriques de TiO₂. Optik 2016, 127, 7143-7154. [\[Référence croisée\]](#)
129. Niu, Z. ; Tao, X. ; Huang, H. ; Qin, X. ; Ren, C. ; Wang, Y. ; Shan, B. ; Liu, Y. Synthèse verte de composites Mn_{0.6}Zn_{0.4}Fe₂O₄@Zn_{1-x}Mn_xS magnétiquement recyclables à partir de batteries usagées pour la dégradation photocatalytique du phénol par lumière visible. Chemosphère 2021, 287, 132238. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)
130. Jassal, V. ; Shanker, États-Unis ; Kaith, BS; Shankar, S. Synthèse verte de nanocubes d'hexacyanoferrate de potassium et de zinc et leur potentiel application à la dégradation photocatalytique de colorants organiques. RSC Adv. 2015, 5, 26141-26149. [\[Référence croisée\]](#)
131. Mortazavi-Derazkola, S. ; Zinatloo-Ajabshir, S. ; Salavati-Niasari, M. Préparation hydrothermale facile et nouvelle de Ho₂O₃ nanostructuré pour la photodégradation du colorant noir ériochrome T en tant que polluant de l'eau. Av. Technologie des poudres. 2017, 28, 747-754. [\[Référence croisée\]](#)
132. Zinatloo-Ajabshir, S. ; Salavati-Niasari, M. Dégradation photocatalytique des colorants érythrosine et noir ériochrome T à l'aide de nanostructures Nd₂Zr₂O₇ préparées par une approche Pechini modifiée. Sept. Purif. Technologie. 2017, 179, 77-85. [\[Référence croisée\]](#)
133. Saad, AM; Abukhadra, M. ; Ahmed, SA-K.; Elzanaty, AM; Mady, AH ; Betiha, M. ; Cale, JJ ; Rabie, AM Dégradation photocatalytique du colorant vert malachite à l'aide de nano-fleurs de ZnO et Ce – ZnO sur support chitosane sous lumière visible. J. Environ. Gérer. 2020, 258, 110043. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
134. Park, JK ; Rupa, EJ; Arif, MH; Li, JF; Anandapadmanaban, G. ; Kang, JP; Kim, M. ; Ahn, JC; Akter, R. ; Yang, DC ; et coll. Synthèse de nanoparticules d'oxyde de zinc à partir d'extraits de Gynostemma pentaphyllum et évaluation des propriétés photocatalytiques par décoloration du colorant vert malachite sous illumination UV - Une approche verte. Optik 2021, 239, 166249. [\[CrossRef\]](#)
135. Liu, G. ; Abukhadra, M. ; El-Sherbeeney, AM; Mostafa, AM; Elmeligy, MA Aperçu des propriétés photocatalytiques du composite diatomite@Ni/NiO pour une photo-dégradation efficace du colorant vert malachite et une photo-réduction du Cr (VI) sous la lumière visible. J. Environ. Gérer. 2020, 254, 109799. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
136. Wei, S. ; Chen, Y. ; Hu, X. ; Wang, C. ; Huang, X. ; Liu, D. ; Zhang, Y. Séparation des sels monovalents/divalents via une membrane de nanofiltration nanocomposite à couche mince contenant des nanoparticules de TiO₂ aminées. J. Taiwan Inst. Chimique. Ing. 2020, 112, 169-179. [\[Référence croisée\]](#)
137. Razmjou, A. ; Mansouri, J. ; Chen, V. Les effets de la modification mécanique et chimique des nanoparticules de TiO₂ sur la chimie de surface, la structure et les performances d'encrassement des membranes d'ultrafiltration PES. J.Membre. Sci. 2011, 378, 73-84. [\[Référence croisée\]](#)
138. Yan, L. ; Li, YS; Xiang, CB Préparation d'une membrane d'ultrafiltration en poly(fluorure de vinylidène)(pvdf) modifiée par nano-taille alumine (Al₂O₃) et sa recherche antifouling. Polymère 2005, 46, 7701–7706. [\[Référence croisée\]](#)

139. Bao, M. ; Zhu, G. ; Wang, L. ; Wang, M. ; Gao, C. Préparation de membranes d'osmose inverse composites à couche mince nanosilice-polyamide mésoporeuses sphériques monodispersées via polymérisation interfaciale. *Dessalement* 2013, 309, 261-266. [\[Référence croisée\]](#)
140. Dai, R. ; Han, H. ; Wang, T. ; Li, X. ; Wang, Z. Élimination améliorée des composés hydrophobes perturbateurs endocriniens des eaux usées par des membranes de nanofiltration intercalées avec des nanofeuilles de MoS₂ hydrophiles : rôle des propriétés de surface et des nanocanaux internes. *J.Membre. Sci.* 2021, 628, 119267. [\[Réf. croisée\]](#)
141. Moradi, G. ; Zinadini, S. ; Rajabi, L. Développement d'une membrane de nanofiltration à haut flux utilisant des nanoparticules de para-amino benzoate de ferroxane pour améliorer le comportement antisalissure et l'élimination des colorants. *Processus Saf. Environ. Prot.* 2020, 144, 65-78. [\[Référence croisée\]](#)
142. Vatanpour, V. ; Khadem, SSM; Masteri-Farahani, M. ; Mosleh, N. ; Ganjali, M. ; Badiei, A. ; Pourbashir, E. ; Machhadzadeh, AH ; Munir, MT; Mahmodi, G. ; et coll. Membranes de nanofiltration antisalissure et perméables en chlorure de polyvinyle incorporées par des points quantiques de graphène hydrophile pour le traitement des eaux usées colorantes. *J. Ingénieur des procédés d'eau.* 2020, 38, 101652. [\[Réf. croisée\]](#)
143. Shalaby, M. ; Abdallah, H. ; Cénian, A. ; Solowski, G. ; Sawczak, M. ; Shaban, A. ; Ramadan, R. Nanoparticules d'or synthétisées au laser et mélange de membranes NF pour la séparation du phosphate des eaux usées. *Sept. Purif. Technologie.* 2020, 247, 116994. [\[Réf. croisée\]](#)
144. Khalid, F. ; Tabish, M. ; Bora, KAI Nouvelle membrane de nanofiltration en poly(alcool vinylique) modifiée avec de l'anatase enrobée de dopamine Nanoparticules de coque centrale TiO₂. *J. Ingénieur des procédés d'eau.* 2020, 37, 101486. [\[Réf. croisée\]](#)
145. Ligue, MV ; Bryant, EL ; Colvin, VL; Li, Q. Inactivation du virus par des nanoparticules de dioxyde de titane dopées à l'argent pour le traitement de l'eau potable. *Eau Rés.* 2011, 45, 535-544. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
146. Laflamme, O.; Sérodes, J.-B. ; Simard, S. ; Legay, C. ; Dorée, C. ; Rodriguez, MJ Occurrence et devenir des sous-produits de désinfection par ozonation dans deux réseaux d'eau potable au Canada. *Chemosphère* 2020, 260, 127660. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)
147. Lin, S. ; Huang, R. ; Cheng, Y. ; Liu, J. ; Lau, BL; Wiesner, MR Billes composites de nanoparticules d'argent et d'alginate pour la désinfection de l'eau potable au point d'utilisation . *Eau Rés.* 2013, 47, 3959-3965. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
148. Woo, Y.-T.; Posé.; McLain, JL; Manibusan, MK; Dellarco, V. Utilisation de l'analyse des relations structure-activité basée sur un mécanisme dans le classement du potentiel cancérigène des sous-produits de désinfection de l'eau potable. *Environ. Perspective de santé.* 2002, 110 (Suppl.1), 75-87. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
149. Kaneko, M. ; Okura, IE (Eds.) Photocatalyse : science et technologie ; Springer : New York, NY, États-Unis, 2002 ; ISBN3-540-43473-9.
150. Motshegka, SC; Rayon, SS ; Maity, A. Synthèse et caractérisation de nanoparticules d'oxyde de zinc encapsulées par des billes d'alginate pour la désinfection des bactéries dans l'eau. *J. Interface Colloïde Sci.* 2018, 512, 686-692. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
151. Prathna, TC ; Sharma, Saskatchewan ; Kennedy, M. Nanoparticules dans le traitement de l'eau domestique : un aperçu. *Sept. Purif. Technologie.* 2018, 199, 260-270. [\[Référence croisée\]](#)
152. Jiang, S. ; Tang, C. ; Gong, Z. ; Zhang, Z. ; Wang, D. ; Fan, M. Préparation facile de nanoparticules d'argent recouvertes de chitosane incorporées tissu en coton pour la désinfection de l'eau au point d'utilisation. *Maître. Lett.* 2020, 277, 128256. [\[Réf. croisée\]](#)
153. Rai, PK ; Kumar, V. ; Lee, S. ; Raza, N. ; Kim, K.-H. ; D'accord, YS ; Tsang, DC Interaction nanoparticules-plantes : implications pour l'énergie, l'environnement et l'agriculture. *Environ. Int.* 2018, 119, 1-19. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
154. Bhardwaj, AK ; Sundaram, S. ; Yadav, KK; Srivastav, AL Un aperçu des nanoparticules d'argent en tant que matériaux prometteurs pour l'eau désinfection. *Environ. Technologie. Innover.* 2021, 23, 101721. [\[CrossRef\]](#)
155. Khan, ST; Malik, A. Nanomatériaux techniques pour la décontamination et la purification de l'eau : du laboratoire aux produits. *J. Hazard. Maître.* 2019, 363, 295-308. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
156. Rosa, LR ; Rosa, RD; Da Veiga, MAMS Bioaccessibilité de l'argent colloïdal et des nanoparticules d'argent dans les filtres à eau potable. *J. Environ. Chimique. Ing.* 2016, 4, 3451-3458. [\[Référence croisée\]](#)
157. Mpenyana-Monyatsi, L. ; Mithombeni, N. ; Onyango, M. ; Momba, M. Les effets de la charge de matériau et du débit sur la désinfection des micro-organismes pathogènes à l'aide d'un système de filtre à nanoparticules de résine cationique et d'argent. *Phys. Chimique. Terre Parties A/B/C* 2017, 100, 181-188. [\[Référence croisée\]](#)
158. Arora, R. Nano adsorbants pour éliminer l'arsenic des déchets/eaux souterraines pour la gestion de l'énergie et de l'environnement — Une revue. *Maître. Aujourd'hui Proc.* 2021, 45, 4437-4440. [\[Référence croisée\]](#)
159. Pinakidou, F. ; Katsikini, M. ; Paloura, E. ; Siméonidis, K. ; Mitraka, E. ; Mitrakas, M. Surveillance du rôle du Mn et du Fe dans l'efficacité d'élimination de l'As des nanoparticules de feroxyhyte de manganèse tétravalentes de l'eau potable : une étude de spectroscopie d'absorption des rayons X. *J. Interface Colloïde Sci.* 2016, 477, 148-155. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
160. Bettini, S. ; Pagano, R. ; Valli, L. ; Giancane, G. Élimination drastique des ions nickel d'une solution aqueuse par Ag coiffé par la curcumine nanoparticules. *À l'échelle nanométrique* 2014, 6, 10113-10117. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
161. Siméonidis, K. ; Kaprara, E. ; Samaras, T. ; Angelakeris, M. ; Pliatsikas, N. ; Vourlias, G. ; Mitrakas, M. ; Andritsos, N. Optimisation des nanoparticules magnétiques pour la technologie de l'eau potable : le cas du Cr(VI). *Sci. Environ. Total.* 2015, 535, 61-68. [\[Référence croisée\]](#)
162. Markeb, AA; Alonso, A. ; Sánchez, A. ; Font, X. Processus d'adsorption du fluorure de l'eau potable avec noyau-coquille magnétique Nanoparticules d'oxyde Ce-Ti@Fe₃O₄ et Ce-Ti. *Sci. Environ. Total.* 2017, 598, 949-958. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
163. Riahi, F. ; Bagherzadeh, M. ; Hadizadeh, Z. Modification des nanoparticules superparamagnétiques Fe₃O₄ avec de l'oxyde de zirconium ; préparation, caractérisation et son application à l'élimination du fluorure. *RSC Adv.* 2015, 5, 72058-72068. [\[Référence croisée\]](#)
164. Roy, E. ; Patra, S. ; Madhuri, R. ; Sharma, P. Une solution unique pour l'élimination de l'arsénite et de l'arséniate de l'eau potable à l'aide d'une membrane de filtration résistante à l'encrassement biologique à empreinte moléculaire modifiée par des nanoparticules de TiO₂ cystéine@ZnS . *Chimique. Ing. J.* 2016, 304, 259-270. [\[Référence croisée\]](#)
165. Luan, H. ; Teychène, B. ; Huang, H. Élimination efficace de l'As (III) par des nanoparticules de Cu intercalées dans des membranes de nanotubes de carbone pour le traitement de l'eau potable. *Chimique. Ing. J.* 2019, 355, 341-350. [\[Référence croisée\]](#)

166. Gora, SL; Andrews, SA Adsorption de matière organique naturelle et de précurseurs de sous-produits de désinfection des eaux de surface sur des nanoparticules de TiO₂ : effets du pH, modélisation isotherme et implications pour l'utilisation du TiO₂ pour le traitement de l'eau potable. *Chemosphère* 2017, 174, 363-370. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
167. Gora, S. ; Liang, R. ; Zhou, YN ; Andrews, S. Nanomatériaux de dioxyde de titane décantables pour l'élimination de la matière organique naturelle de l'eau potable. *Chimique. Ing. J.* 2018, 334, 638-649. [\[Référence croisée\]](#)
168. Gora, SL; Andrews, SA Élimination de la matière organique naturelle et des précurseurs de sous-produits de désinfection de l'eau potable à l'aide d'adsorbants nanométriques photocatalytiquement régénérables. *Chemosphère* 2019, 218, 52-63. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
169. Kumari, M. ; Gupta, SK Un nouveau processus d'adsorption et de coagulation-floculation améliorée enrichi de nanoadsorbants magnétiques pour l'élimination de la fraction aromatique et hydrophobe de la matière organique naturelle ainsi que de la turbidité de l'eau potable. *J. Nettoy. Prod.* 2020, 244, 118899. [\[Réf. croisée\]](#)
170. Parisi, C. ; Vigani, M. ; Rodríguez-Cerezo, E. Nanotechnologies agricoles : quelles sont les possibilités actuelles ? *Nano aujourd'hui* 2015, 10, 124-127. [\[Référence croisée\]](#)
171. Servin, AD; White, JC Nanotechnologie dans l'agriculture : prochaines étapes pour comprendre l'exposition et les risques liés aux nanoparticules artificielles. *NanoImpact* 2016, 1, 9-12. [\[Référence croisée\]](#)
172. Acharya, A. ; Pal, PK Nanotechnologie agricole : Traduire les résultats de la recherche en applications sur le terrain en influençant la durabilité environnementale. *NanoImpact* 2020, 19, 100232. [\[CrossRef\]](#)
173. Rajput, V. ; Minkina, T. ; Souchkova, S. ; Béhal, A. ; Maksimov, A. ; Blicharska, E. ; Ghazaryan, K. ; Movsesyan, H. ; Barsova, N. Nanoparticules de ZnO et CuO : une menace pour les organismes du sol, les plantes et la santé humaine. *Environ. Géochimie. Santé* 2019, 42, 147-158. [\[Référence croisée\]](#)
174. Usman, M. ; Farooq, M. ; Wakeel, A. ; Nawaz, A. ; Alam Cheema, SA; Rehman, HU; Achraf, moi; Sanallah, M. Nanotechnologie dans l'agriculture : état actuel, défis et opportunités futures. *Sci. Total. Environ.* 2020, 721, 137778. [\[Réf. croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
175. DeRosa, MC; Montréal, C. ; Schnitzer, M. ; Walsh, R. ; Sultan, Y. Nanotechnologie dans les engrais. *Nat. Nanotechnologie.* 2010, 5, 91. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
176. Giroto, AS; Guimaraes, GGF; Foschini, M. ; Ribeiro, C. Rôle des engrais nanocomposites à libération lente sur la disponibilité de l'azote et du phosphate dans le sol. *Sci. Rapport* 2017, 7, SREP46032. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
177. Ombodi, A. ; Saigusa, M. Application généralisée par rapport à l'application en bande d'engrais enrobé de polyoléfine sur les poivrons verts cultivés sur andisol. *J. Plante Nutr.* 2000, 23, 1485-1493. [\[Référence croisée\]](#)
178. Kah, M. ; Kookana, RS ; Gogos, A. ; Bucheli, TD Une évaluation critique des nanopesticides et des nanofertilisants par rapport à leurs analogues conventionnels. *Nat. Nanotechnologie.* 2018, 13, 677-684. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
179. Corradini, E. ; De Moura, MR ; Mattoso, LHC Une étude préliminaire de l'incorporation d'engrais NPK dans des nanoparticules de chitosane. *Exprime Polym. Lett.* 2010, 4, 509-515. [\[Référence croisée\]](#)
180. Wilson, MA; Tran, NH; Milev, AS; Kannangara, GSK ; Volk, H. ; Lu, G. (Max) Nanomatériaux dans les sols. *Géoderme* 2008, 146, 291-302. [\[Référence croisée\]](#)
181. Duhan, JS; Kumar, R. ; Kumar, N. ; Kaur, P. ; Nehra, K. ; Duhan, S. Nanotechnologie : La nouvelle perspective de l'agriculture de précision. *Biotechnologie. Rapport* 2017, 15, 11-23. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
182. Chhipa, H. Nanofertilisants et nanopesticides pour l'agriculture. *Environ. Chimique. Lett.* 2017, 15, 15-22. [\[Référence croisée\]](#)
183. Syu, Y.-Y.; Hung, J.-H.; Chen, J.-C. ; Chuang, H.-W. Impacts de la taille et de la forme des nanoparticules d'argent sur la croissance des plantes Arabidopsis et l'expression des gènes. *Physiol végétal. Biochimie.* 2014, 83, 57-64. [\[Référence croisée\]](#)
184. Carriger, J. ; Rand, directeur général ; Gardinali, PR ; Perry, WB; Tompkins, MS ; Fernandez, AM Pesticides potentiellement préoccupants sur le plan écologique dans les sédiments des canaux du sud de la Floride : une priorisation des risques écologiques pour les arthropodes aquatiques. *Contam. des sédiments du sol. Int. J.* 2006, 15, 21-45. [\[Référence croisée\]](#)
185. Iavicoli, I. ; Leso, V. ; Beezhold, D. ; Shvedova, AA Nanotechnologie dans l'agriculture : opportunités, implications toxicologiques et risques professionnels. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 2017, 329, 96-111. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
186. Bergeson, LL Nanosilver : Le bureau des pesticides de l'EPA des États-Unis réfléchit à la meilleure façon de procéder. *Environ. Qual. Gérer.* 2010, 19, 79-85. [\[Référence croisée\]](#)
187. Guan, YF; Pearce, RC; Melechko, AV; Hensley, D. ; Simpson, M. ; Rack, P. Démouillage laser pulsé d'un catalyseur au nickel pour le carbone croissance des nanofibres. *Nanotechnologie* 2008, 19, 235604. [\[CrossRef\]](#) [\[Pub Med\]](#)
188. Kumar, RSS ; Brillant, PJ ; Anjali, CH ; Jérôbin, J. ; Goshen, KM; Magdassi, S. ; Mukherjee, A. ; Chandrasekaran, N. Effets distinctifs de la perméthrine de taille nanométrique dans l'environnement. *Environ. Sci. Polluer. Rés.* 2013, 20, 2593-2602. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
189. Pankaj ; Shakil, NA ; Kumar, J. ; Singh, MK; Singh, K. Évaluation de la bioefficacité de formulations à libération contrôlée à base de nanopolymère amphiphile de carbofuran contre la tomate infectante *Meloidogyne incognita*. *J. Environ. Sci. Santé Partie B* 2012, 47, 520-528. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
190. Pradhan, S. ; Roy, moi; Lodh, G. ; Patra, P. ; Choudhury, SR ; Samante, A. ; Goswami, A. Évaluation de l'entomotoxicité et de la biosécurité des nanoparticules d'acéphate PEGylé : une alternative biologiquement sûre aux pesticides neurotoxiques. *J. Environ. Sci. Santé Partie B* 2013, 48, 559-569. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
191. Kim, SW; Kim, KS ; Lamsal, K. ; Kim, Y.-J.; Kim, SB; Jung, M. ; Sim, S.-J. ; Kim, HS ; Chang, S.-J. ; Kim, JK ; et coll. Une étude in vitro de l'effet antifongique des nanoparticules d'argent sur le pathogène du flétrissement du chêne, *Raffaelea* sp. *J. Microbiol. Biotechnologie.* 2009, 19, 760-764. [\[Pub Med\]](#)
192. Chhipa, H. ; Kaushik, N. Développement de nano-bio-pesticides utilisant des extraits de plantes de fer et d'eucalyptus et leur application dans la lutte antiparasitaire. Dans *Actes du Symposium sur les progrès récents en matière de biotechnologie pour l'alimentation et les carburants, TERI, New Delhi, Inde*, 19-20 novembre 2015.

193. Gogos, A. ; Knauer, K. ; Bucheli, TD Nanomatériaux dans la protection des plantes et la fertilisation : état actuel, applications prévues, et les priorités de recherche. J. Agric. Chimie alimentaire. 2012, 60, 9781-9792. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
194. Stadler, T. ; Buteler, M. ; Weaver, Danemark ; Sofie, S. Toxicité comparative de l'alumine nanostructurée et d'une poussière inerte commerciale pour *Sitophilus oryzae* (L.) et *Rhizopertha dominica* (F.) à différents niveaux d'humidité ambiante. J. Produit stocké. Rés. 2012, 48, 81-90. [\[Référence croisée\]](#)
195. Shyla, KK; Natarajan, N. ; Nakkeeran, S. Activité antifongique des nanoparticules d'oxyde de zinc, d'argent et de dioxyde de titane contre *Macrophomina phaseolina*. Ind. Soc. Mycol. Pathologie végétale. 2014, 44, 268-273.
196. Grillo, R. ; dos Santos, néo-zélandais ; Maruyama, CR ; Rosa, AH ; Lima, R. ; Fraceto, L. Nanocapsules de poly (ϵ -caprolactone) comme systèmes de support pour herbicides : caractérisation physico-chimique et évaluation de la génotoxicité. J. Hazard. Maître. 2012, 231-232, 1-9. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
197. Lim, CJ; Basri, M. ; Omar, D. ; Abdul Rahman, MB; Salleh, Alberta; Raja Abdul Rahman Rahman, RNZ Formulation d'isopropylamine de glyphosate chargée de nanoémulsion verte pour supprimer la digitale rampante (*A. gangetica*), l'herbe à bouton mince (*D. ocimifolia*) et l'herbe de buffle (*P. conjugatum*). Gestion antiparasitaire. Sci. 2012, 69, 104-111. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
198. Heckmann, L.-HL; Hovgaard, Manitoba ; Sutherland, DS; Autrup, H. ; Besenbacher, F. ; Scott-Fordsmand, JJ Test de toxicité limité de nanoparticules inorganiques sélectionnées pour le ver de terre *Eisenia fetida*. Écotoxicologie 2010, 20, 226-233. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
199. Klerkx, L. ; Jakku, E. ; Labarthe, P. Une revue des sciences sociales sur l'agriculture numérique, l'agriculture intelligente et l'agriculture 4.0 : Nouveau contributions et un futur programme de recherche. NJAS Wageningen. J. Life Sci. 2019, 90-91, 100315. [\[Réf. croisée\]](#)
200. Moskvina, Géorgie ; Spakovica, EG Nouvelle méthode et instrument intelligent à faible coût pour la détection de la fraude et le contrôle de la conformité des produits agricoles. Dans Actes de la réunion annuelle 2002 de l'ASAE, Chicago, IL, États-Unis, 28-31 juillet 2002 ; Société américaine des ingénieurs agricoles et biologiques (ASABE) : St. Joseph, MI, États-Unis, 2002 ; Tome 1, p. 1.
201. Day, W. Ingénierie de précision dans les systèmes biologiques variables. Anne. Appl. Biol. 2005, 146, 155-162. [\[Référence croisée\]](#)
202. Neethirajan, S. ; Tuteja, Saskatchewan; Huang, ST ; Kelton, D. Progrès récents dans la technologie des biocapteurs pour les animaux et le bétail gestion de la santé. Biosens. Bioélectron. 2017, 98, 398-407. [\[Référence croisée\]](#)
203. Alexandratos, N. ; Bruinsma, J. L'agriculture mondiale à l'horizon 2030/2050 : la révision de 2012 ; Document de travail de l'ESA, Rome 2012 ; FAO : Rome, Italie, 2012.
204. Antonacci, A. ; Arduini, F. ; Moscone, D. ; Palleschi, G. ; Scognamiglio, V. Capteurs (bio) nanostructurés pour une agriculture intelligente. TrAC Tendances Anal. Chimique. 2018, 98, 95-103. [\[Référence croisée\]](#)
205. Scognamiglio, V. Nanotechnologie dans la surveillance de la glycémie : avancées et défis au cours des 10 dernières années. Biosens. Bioélectron. 2013, 47, 12-25. [\[Référence croisée\]](#) [\[Pub Med\]](#)
206. Mali, CS ; Raj, S. ; Trivedi, R. Nanotechnologie, une nouvelle approche pour améliorer la productivité des cultures. Biochimie. Biophysique. Représentant 2020, 24, 100821. [\[Réf. croisée\]](#)