CHAULAGE DES BOUES D'ÉPURATION ET CYCLE DE L'EAU

Synthèse bibliographique

Stabilisation et hygiénisation • Micropolluants • Recarbonatation • Retour au sol • Eau potable

EI ALAIN CUDREY
CONSEIL
58 RUE DE LA BUISSONNEE
38530 LA BUISSIERE
SIRET 991 915 109 00011

Août 2026 - Synthèse établie à partir de notes et documents bibliographiques commandés par UP'Chaux

Résumé exécutif

Le chaulage des boues d'épuration remplit plusieurs fonctions complémentaires. Il relève le pH, stabilise biologiquement les boues, limite les fermentations et les odeurs, améliore leur texture et leur manutention et, sous des conditions maîtrisées de dosage, d'homogénéité, de température et de temps de contact, contribue à leur hygiénisation. Après épandage, les boues chaulées apportent de la matière organique, de l'azote, du phosphore et du calcium. Elles participent aussi à la correction de l'acidité des sols. Cette correction de l'acidité peut également apporter un bénéfice climatique. Dans les sols acides fertilisés, un pH voisin de 6,8 favorise la réduction du protoxyde d'azote (N_2O) en diazote (N_2). L'ampleur de ce bénéfice pour les boues chaulées dépend de leur valeur neutralisante, de la dose apportée et des caractéristiques du sol récepteur.

La composition des boues varie selon les eaux reçues et les traitements. À titre de repère historique, l'enquête nationale de l'ADEME menée auprès de 73 stations indiquait, pour l'ensemble des boues chaulées, une moyenne de 27 % de matière sèche. Rapportées à celle-ci, ces boues contenaient en moyenne 46 % de matière organique, 3,3 % d'azote total, 3,5 % de phosphore exprimé en P_2O_5 et 22,3 % de calcium exprimé en CaO. Ces valeurs décrivent une caractérisation type et ne constituent pas une composition universelle.

Le chaulage suivi d'un retour au sol combine un traitement sanitaire, sous réserve de conditions maîtrisées, et la valorisation de la matière organique, de l'azote, du phosphore et du calcium ainsi qu'une amélioration de la structure du sol. L'incinération assure une destruction plus poussée des agents pathogènes, des micropolluants organiques et des microplastiques, mais elle transforme le carbone organique et l'azote en composés gazeux. Le phosphore reste dans les cendres ; son recyclage suppose une filière adaptée, de préférence après mono-incinération. Les métaux ne sont pas détruits et se concentrent dans les cendres ou les résidus de traitement des fumées. Sur le plan économique, les données disponibles placent le retour au sol parmi les filières les moins coûteuses. Son coût est approximativement divisé par deux par rapport au compostage et peut être voisin d'un cinquième de celui de l'incinération. Ces résultats constituent des ordres de grandeur territoriaux exprimés par tonne de matière brute.

L'effet de la chaux sur les contaminants dépend fortement de leur nature. Pour les éléments traces métalliques, l'élévation du pH favorise généralement l'adsorption et la précipitation sous des formes moins solubles. Cette immobilisation n'équivaut toutefois pas à une élimination : une acidification ultérieure peut entraîner une remobilisation partielle. Pour les micropolluants organiques, les réponses varient selon les molécules et la matrice. Les connaissances disponibles restent insuffisantes pour attribuer au chaulage un effet général de dégradation. Les PFAS ne sont pas détruits par la chaux ; le traitement peut modifier leur répartition et leur mobilité immédiate, sans garantir une immobilisation durable. Pour les contaminants persistants, la réduction à la source et le suivi des teneurs et des flux restent donc indispensables.

La recarbonatation constitue une autre propriété importante des boues chaulées. Le calcium réactif peut fixer du CO_2 sous forme de carbonates. Une étude récente menée sur deux stations d'épuration confirme une recarbonatation spontanée sur plusieurs mois. Dans les conditions expérimentales, les échantillons de la première station ont atteint, en quatre mois, des taux proches de 100 % des émissions de procédé liées à la calcination de la chaux. Dans la seconde station, les taux maximaux ont varié de 27 à 94 % selon le dosage. Ces différences s'expliquent notamment par le type de chaux, son mode d'incorporation, la qualité du mélange, la teneur en eau et les conditions d'exposition au CO_2. La recarbonatation peut ainsi compenser une partie des émissions de procédé de la chaux, mais pas ses émissions énergétiques. Sa quantification exige une méthode robuste qui distingue le CO_2 réellement fixé des variations de masse dues au séchage et qui prend en compte l'ensemble des émissions associées au traitement.

Dans la production d'eau potable, la chaux intervient surtout pour la neutralisation, la reminéralisation, la décarbonatation et l'ajustement de l'équilibre calco-carbonique. Elle n'est pas un procédé général d'élimination des micropolluants. Dans les eaux très douces, la reminéralisation à la chaux peut néanmoins réduire indirectement l'écotoxicité du cadmium, grâce à la diminution de la fraction ionique libre Cd^{2+}.

En synthèse, le chaulage est un procédé multifonctionnel et éprouvé, mais son efficacité dépend de la qualité du mélange, de la quantité de chaux, du pouvoir tampon de la boue et des conditions de stockage puis d'épandage. Les bénéfices doivent donc être évalués selon les flux, la spéciation, la durée et les conditions pédoclimatiques (type de sol et conditions climatiques locales) et non sur le seul pH mesuré immédiatement après traitement.

1. Objet, périmètre et méthode

Références : ensemble du corpus consolidé - *[1] à [61].*

Cette synthèse regroupe et met en cohérence neuf notes et documents bibliographiques établis par un prestataire indépendant, EI Alain Cudrey Conseil, sur les usages de la chaux dans le traitement des boues d'épuration, leur valorisation agronomique et, plus largement, le cycle de l'eau.

L'étude a été complété d'éléments marquant le bénéfice agroclimatique et la valeur d'usage apportés par l'épandage de boues chaulées conformes.

Le document privilégie les mécanismes, les résultats expérimentaux et leurs conditions de validité. Les citations et les références citées dans la synthèse sont regroupées à la fin de celle-ci. Les textes réglementaires sont décrits selon les informations disponibles à la date de rédaction, en juillet 2026. Leur version en vigueur et leurs conditions d'application doivent être vérifiées avant toute utilisation opérationnelle. Une ligne placée en tête de chaque chapitre renvoie aux numéros correspondants dans la bibliographie consolidée.

Les travaux recensés sont de natures variées : revues de littérature, études de laboratoire, essais en station, documents techniques et sources institutionnelles. Cette diversité impose de distinguer les mécanismes scientifiquement établis, les résultats dépendant du contexte expérimental et les hypothèses encore insuffisamment documentées

2. Boues d'épuration et fonctions du chaulage

Références : *[1], [3], [5], [7], [8], [14], [16], [19], [22], [24], [27], [35], [44], [55], [56], [57] et [59]*

2.1. Composition et valeur agronomique

Les boues urbaines associent de l'eau, de la matière organique et minérale, de l'azote, du phosphore, du calcium et divers oligoéléments. Elles concentrent aussi une partie des substances captées pendant l'épuration : éléments traces métalliques, composés organiques, microplastiques et micro-organismes. Leur composition dépend de l'origine des eaux usées et des traitements appliqués. Toute comparaison doit donc préciser la base d'expression : matière brute, matière sèche, phosphore élémentaire ou P_2O_5, calcium élémentaire ou CaO.

Dans l'enquête nationale ADEME de 1993-1994, fondée sur les bulletins d'analyse de 73 stations, la boue chaulée moyenne présentait 27 % de matière sèche et, sur matière sèche, 46 % de matière organique, 23 % de carbone organique, 3,3 % d'azote total, 3,5 % de P_2O_5 et 22,3 % de CaO. Les moyennes variaient sensiblement selon le procédé. À l'échelle de l'Union européenne, le JRC estime que les 8,1 Mt de matière sèche produites en 2019 contenaient environ 2,5 Mt de carbone, 0,26 Mt d'azote et 0,15 Mt de phosphore, soit des ordres de grandeur moyens proches de 30 % de carbone, 3,2 % d'azote et 1,9 % de phosphore sur matière sèche (ADEME, 2001 ; Egle et al., 2023).

2.2. Chaulage avec retour au sol et incinération : deux logiques différentes

Le chaulage constitue une voie d'économie circulaire lorsque la qualité des boues autorise leur valorisation agricole et qu'un besoin agronomique existe à proximité. Il conserve l'essentiel de la matière organique, de l'azote et du phosphore, ajoute du calcium et corrige l'acidité du sol. Dans les sols acides fertilisés, cette correction peut aussi favoriser la réduction du N_2O en N_2 lorsque le pH se rapproche de 6,8.

Son efficacité hygiénisante repose sur la maîtrise du pH, du dosage, du mélange, du temps de contact et, avec la chaux vive, de la température. Il ne détruit ni les métaux ni les PFAS et ne garantit pas un abattement général des micropolluants organiques.

L'incinération réduit fortement le volume de matière et détruit les agents pathogènes, les microplastiques et les polluants organiques dans des conditions thermiques adaptées. Elle détruit aussi la matière organique et fait perdre l'azote pour le retour au sol. Le phosphore est retenu dans les cendres, mais sa remise en cycle exige un procédé de récupération, plus facilement compatible avec une mono-incinération qui évite la dilution des cendres. Les métaux restent majoritairement dans les cendres ; certains éléments volatils, dont le mercure et le cadmium, sont transférés vers les fumées et leurs résidus de traitement (Egle et al., 2023).

Ces deux voies répondent donc à des priorités différentes. Le retour au sol privilégie la conservation des ressources agronomiques ; l'incinération privilégie la destruction des contaminants organiques, la réduction des volumes et, le cas échéant, la production d'énergie. Aucun bilan environnemental générique ne peut être déduit de cette seule comparaison : les résultats dépendent des transports, de la teneur en eau, des besoins de séchage, des émissions, du devenir des cendres, de la récupération du phosphore et des bénéfices agronomiques effectivement pris en compte dans l'analyse du cycle de vie (Houot et al., 2014).

Les données économiques confirment la différence entre ces filières. AMORCE (2019) indique un coût moyen de 23 €/t de matière brute pour l'épandage, avec une plage de 7 à 45 €/t, contre 53 €/t pour le compostage, avec une plage de 40 à 81 €/t, et 90 à 150 €/t pour l'incinération. RECY.net (2026) retient des ordres de grandeur de 25 à 30 €/t pour l'épandage direct, environ 60 €/t pour le compostage, 70 à 120 €/t pour la co-incinération et plus de 100 €/t pour l'incinération dédiée. Sur les valeurs centrales d'AMORCE, le rapport est d'environ 2,3 entre compostage et épandage et de 5,2 entre l'incinération.

Le chaulage consiste à incorporer de la chaux vive ou hydratée. La chaux vive réagit avec l'eau de la boue pour former de l'hydroxyde de calcium et libérer de la chaleur. Les deux formes élèvent le pH, mais seule la chaux vive produit cet effet thermique lors de son hydratation. L'intensité et la durée du traitement dépendent du pouvoir tampon de la boue, de sa teneur en matière sèche, de la dose de chaux et de l'homogénéité du mélange.

2.3. Stabilisation physique et maîtrise des nuisances

Le maintien d'un pH élevé bloque ou ralentit les fermentations et limite l'activité d'une partie de la flore microbienne. Il réduit notamment les émissions d'hydrogène sulfuré et d'autres composés soufrés responsables des odeurs. L'ajout de chaux augmente également la proportion de matière sèche, améliore la structure des boues et facilite leur manutention. L'efficacité dépend toutefois de la qualité du mélange : des zones insuffisamment traitées peuvent subsister si la répartition de la chaux est hétérogène (Lue-Hing et al., 1992 ; Bennett et al., 2003).

La hausse du pH déplace l'équilibre ammonium-ammoniac vers l'ammoniac volatil. Le chaulage peut donc provoquer des émissions de NH_3, surtout lorsque le pH, la température et l'aération sont élevés. Ces émissions surviennent principalement au moment du chaulage et peuvent aussi apparaître lors de la reprise de boues stockées en présence de jus riches en azote. La ventilation et l'extraction de l'air dans la zone de traitement, ainsi qu'une gestion adaptée des jus de stockage, doivent faire partie de la conception et de l'exploitation du procédé (Guillot et al., 1994 ; RECORD, 2006).

2.4. Hygiénisation

L'action hygiénisante résulte de la combinaison du pH, du temps de contact et, avec la chaux vive, de l'élévation de température. Les bactéries végétatives sont généralement les plus sensibles. Les virus, les spores et les œufs d'helminthes demandent des conditions plus sévères. Les sources recensées convergent sur la nécessité d'atteindre un pH supérieur ou égal à 12, de garantir un mélange homogène et de vérifier le maintien du pH pendant une durée adaptée à l'objectif. L'efficacité du traitement ne peut donc pas être appréciée sur la seule quantité de chaux ajoutée.

La norme NF U 44-003, relative aux amendements basiques contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement biologique des eaux, constitue un cadre technique de référence pour les boues chaulées. Elle associe l'atteinte d'un pH au moins égal à 12, un dosage adapté au pouvoir tampon de la boue, la présence de chaux disponible et un stockage minimal de trois mois avant utilisation. Son articulation avec le nouveau cadre commun applicable aux matières fertilisantes et supports de culture est précisée dans la partie réglementaire.

Pour une hygiénisation poussée, les couples temps-température deviennent déterminants. Les documents sources citent notamment, avec un pH supérieur à 12, un maintien à une température d'au moins 55 °C pendant deux heures ou d'au moins 60 °C pendant huit minutes. Ces valeurs constituent des repères issus de travaux expérimentaux et non des prescriptions universelles. La validation doit porter sur le procédé réel et s'appuyer sur des indicateurs microbiologiques pertinents (Gaspard et al., 1997 ; Banas et al., 2002).

3. Effets sur les micropolluants

Références : *[1], [2], [6], [9], [11], [15], [18], [21], [23], [25], [26], [28] à [32], [34], [36] à [43], [51] et [53].*

3.1. Éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques se répartissent entre la phase aqueuse et les solides. Dans les boues, ils peuvent être adsorbés sur les substances polymériques extracellulaires, complexés par la matière organique, associés aux oxydes de fer et de manganèse ou précipités sous forme minérale (Yuncu et al., 2006 ; Guibaud et al., 2009 ; Pagnanelli et al., 2009).

L'élévation du pH réduit généralement la compétition des protons sur les sites d'adsorption et favorise la précipitation d'hydroxydes ou de carbonates peu solubles. Le cadmium, le plomb, le chrome et le fer tendent ainsi à quitter les fractions facilement solubles ou échangeables. Le zinc et le cobalt sont plus sensibles au pouvoir tampon de la matrice et à son évolution dans le temps. Le comportement du cuivre et du nickel demeure plus complexe en raison de leur association à la matière organique (Scancar et al., 2001).

La chaux ne détruit pas les métaux et ne réduit pas leur masse totale. Une partie de la baisse des teneurs mesurées par unité de matière sèche résulte de la dilution provoquée par l'ajout de chaux ; elle ne constitue pas un abattement des métaux présents (ADEME, 2001). Leur immobilisation à long terme dépend du maintien du pH, de la capacité d'échange cationique et de la teneur en carbonates du sol, ainsi que de l'évolution de la matière organique.

3.2. Cas particulier du cadmium

Le cadmium est un contaminant toxique et cumulatif. L'exposition de la population provient principalement de l'alimentation, après son transfert du sol vers les plantes puis dans la chaîne alimentaire. En France, les matières fertilisantes représentent plus de 80 % des apports de cadmium aux sols agricoles. Les engrais minéraux phosphatés constituent la première source, devant les effluents d'élevage, tandis que les boues et les composts représentent une part plus limitée de ces apports.

Le cadmium est particulièrement mobile dans les sols acides. Le relèvement du pH dans une plage agronomiquement favorable favorise sa précipitation sous forme d'hydroxyde ou de carbonate et réduit la concentration en Cd^{2+} dans la solution du sol. Les essais et méta-analyses montrent généralement une absorption végétale plus faible dans les sols chaulés que dans les sols acides (Mahler et al., 1982 ; Brown et al., 1992 ; Zhu et al., 2016 ; He et al., 2021).

Cet effet peut toutefois s'atténuer dans le temps. Une acidification progressive ou une faible capacité tampon peuvent resolubiliser une partie du cadmium immobilisé. Les apports cumulés augmentent parallèlement le stock susceptible de redevenir biodisponible. La gestion doit donc porter simultanément sur la teneur totale, les flux cumulés, la spéciation, le pH et le pouvoir tampon du sol, ainsi que sur les pratiques susceptibles de l'acidifier.

L'Anses recommande de limiter les apports à moins de 2 g de cadmium par hectare et par an. Le chaulage peut réduire la mobilité et la biodisponibilité du cadmium, mais il ne peut pas se substituer à une politique de réduction des apports à la source.

3.3. Micropolluants organiques

Les composés traces organiques regroupent notamment les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les PCB, les PFAS, les pesticides, les dioxines, les plastifiants, les détergents, les hormones et les résidus pharmaceutiques. Leur devenir pendant l'épuration associe biodégradation, sorption sur les particules et la biomasse, volatilisation et transfert vers les boues (Rogers, 1996 ; Ternes et al., 2004). Aucune valeur réglementaire spécifique ne s'applique actuellement aux résidus médicamenteux présents dans les boues destinées à l'épandage.

Le chaulage reste peu étudié pour ces substances et son effet n'est pas uniforme. L'élévation du pH peut modifier l'ionisation, la sorption et, pour certaines molécules, la vitesse de dégradation. Elle peut aussi modifier la matière organique qui retient les composés et favoriser leur désorption. Les données disponibles ne permettent donc pas de conclure à un abattement général des micropolluants organiques.

Le projet SIPIBEL illustre cette variabilité. Après stabilisation, certains médicaments se trouvent principalement dans la fraction particulaire des boues et d'autres dans la phase soluble. Plusieurs composés présents dans les boues épandues n'ont pas été détectés dans les lixiviats, ce qui traduit une faible mobilité dans les conditions de l'expérimentation. Une ozonation préalable à la stabilisation a éliminé la quasi-totalité des médicaments étudiés et aucun composé n'a ensuite été détecté dans les lixiviats. Ces résultats montrent l'intérêt d'une combinaison de procédés, mais ils ne peuvent pas être généralisés à l'ensemble des molécules (Lecomte et al., 2018 ; Remy, 2022).

3.4. PFAS

Les substances per- et polyfluoroalkylées forment une famille très vaste de composés persistants. Leur stabilité provient notamment de la liaison carbone-fluor. Plusieurs PFAS peuvent s'accumuler dans l'environnement et les organismes vivants et sont associés à des effets sanitaires préoccupants. Leur comportement varie avec la longueur de chaîne, les groupes fonctionnels, la matière organique, les minéraux, les cations et le pH (Bolan et al., 2021).

Le chaulage ne rompt pas les liaisons carbone-fluor et ne détruit pas les PFAS. Une modification du pH et de la matrice peut changer leur sorption ou leur mobilité immédiate, sans garantir une immobilisation durable. Après épandage, l'évolution du pH, la pluviométrie et les caractéristiques du sol peuvent remettre en circulation une fraction des composés. La surveillance doit donc porter sur les teneurs et les flux dans les boues, les sols et, lorsque cela est pertinent, les eaux.

Les traitements recensés reposent soit sur la séparation des PFAS, soit sur leur destruction. Le charbon actif permet de les concentrer par adsorption ; sa réactivation thermique peut ensuite contribuer à leur destruction. Des procédés émergents associent également coagulation-floculation et flottation à air dissous ou utilisent une voie mécanochimique à base de phosphates pour détruire les PFAS et récupérer le fluor. Leur efficacité selon la longueur de chaîne et leur passage à l'échelle industrielle restent toutefois à confirmer (Yang et al., 2025).

3.5. Synthèse des effets du chaulage sur les contaminants

Famille	Effet principal du chaulage	Bénéfice potentiel	Limite majeure	État des connaissances
Éléments traces métalliques	Adsorption, précipitation et modification de la spéciation	Réduction fréquente des fractions solubles, échangeables et biodisponibles	Aucune élimination, remobilisation possible en cas d'acidification, maintien du pH nécessaire	Mécanismes bien établis, mais effets variables selon l'élément et la matrice
Cadmium	Précipitation sous forme d'hydroxydes ou de carbonates et adsorption sur les solides	Réduction généralement observée de la mobilité et de l'absorption par les plantes	Aucune élimination, effet dépendant du maintien du pH, du pouvoir tampon du sol et de leur évolution	Relation entre pH et mobilité bien établie, efficacité à long terme dépendante du sol
Micropolluants organiques	Modification de l'ionisation, de la sorption et, pour certaines molécules, de la dégradation	Abattement ou réduction de la mobilité observés pour certaines molécules	Absence d'effet général démontré, réponses variables et désorption possible	Données fragmentaires et limitées à un nombre restreint de molécules
PFAS	Modification possible de la répartition entre les phases solide et aqueuse	Modification ponctuelle de certains transferts à court terme	Aucune destruction ni immobilisation durable démontrée, remobilisation possible	Données insuffisantes pour établir un bénéfice général du chaulage
Agents pathogènes	Effet combiné du pH, du temps de contact et, avec la chaux vive, de la température	Abattement microbiologique et hygiénisation dans des conditions maîtrisées	Efficacité dépendante du dosage, du mélange, du maintien du pH et des couples temps-température	Effet bien établi sous réserve de la validation du procédé et des résultats microbiologiques

4. Recarbonatation des boues chaulées

Références : *[12], [13], [17], [20], [33] et [57] à [59].*

4.1. Mécanisme

Après hydratation, l'oxyde de calcium forme de l'hydroxyde de calcium. Au contact du CO_2 et en présence d'eau, l'hydroxyde de calcium se transforme en carbonate de calcium. Cette réaction minérale fixe le CO_2 sous une forme relativement stable, tant que le carbonate formé n'est pas ultérieurement dissous, notamment sous l'effet d'une acidification. La recarbonatation peut commencer pendant le stockage des boues chaulées et se poursuivre après leur épandage.

La capacité théorique de recarbonatation dépend de la quantité de calcium réactif. La capacité réellement mobilisée peut être inférieure et dépend de la diffusion du CO_2, de la disponibilité de l'eau, de la porosité, de la formation éventuelle de croûtes carbonatées, de la granulométrie et de la présence d'autres phases minérales (Campo et al., 2021 ; Grosso et al., 2020).

4.2. Résultats de l'étude récente sur deux stations

L'étude de Brück et al. (2026), traduite dans le corpus, porte sur des échantillons prélevés dans deux stations d'épuration allemandes exploitées à l'échelle réelle. Dans la première station, une suspension de chaux hydratée est incorporée avant la déshydratation par filtre-presse. Dans la seconde, une chaux vive granulaire est ajoutée après la déshydratation par centrifugation. Trois niveaux de dosage ont été étudiés pour chaque station.

Les échantillons ont été incubés pendant six mois dans des conditions contrôlées, sous une atmosphère proche de l'air ambiant. La matière sèche, le carbone inorganique et les transformations minéralogiques ont été suivis au moyen de plusieurs méthodes complémentaires.

Dans la première station, les trois niveaux de chaulage ont atteint, en quatre mois, des taux maximaux de recarbonatation compris entre 88 % et environ 100 % des émissions de procédé liées à la calcination de la chaux. La transformation de l'hydroxyde de calcium en carbonate de calcium était donc presque complète.

Dans la seconde station, les taux maximaux ont atteint environ 27 %, 51 % et 94 % respectivement pour les dosages faible, moyen et élevé. Pour le dosage le plus élevé, le taux était redescendu à environ 85 % à la fin des six mois d'incubation. La majeure partie de l'absorption du CO_2 s'est produite au cours des trois à quatre premiers mois.

Les écarts entre les deux stations montrent l'influence du type de chaux, de son degré d'hydratation, de son mode d'incorporation, de la qualité du mélange, du dosage et du pouvoir tampon de la boue. Dans la seconde station, une répartition plus hétérogène de la chaux et la présence possible de noyaux de chaux vive incomplètement hydratés ont probablement limité l'accès du CO_2. L'humidité joue également un rôle important : une quantité d'eau suffisante facilite les réactions, tandis qu'une dessiccation excessive peut les ralentir.

Cette étude apporte la première démonstration quantitative et suivie dans le temps d'une recarbonatation spontanée substantielle des boues chaulées. Elle reste néanmoins limitée à deux stations et à un nombre restreint de stratégies de chaulage. Les incubations en couches minces, sous température contrôlée, ne reproduisent pas entièrement le stockage en tas ou l'évolution après épandage. L'hétérogénéité des

échantillons et les incertitudes analytiques imposent également de ne pas transposer directement les résultats à l'ensemble des stations.

4.3. Comptabilisation climatique

Dans l'étude, le taux de recarbonatation correspond au rapport entre la quantité de CO_2 fixée et les émissions de procédé produites lors de la calcination de la chaux. Il ne couvre pas les émissions énergétiques liées aux combustibles utilisés pour produire la chaux. Les taux observés ne doivent donc pas être assimilés à une compensation équivalente de l'empreinte carbone totale du chaulage.

Une évaluation climatique complète doit intégrer les émissions de production et de transport de la chaux, les consommations liées au traitement, les émissions de NH_3 et de gaz à effet de serre associées aux boues, ainsi que la permanence du carbonate formé. Elle doit aussi identifier l'origine du CO_2 fixé, qui peut provenir de l'atmosphère ou de la respiration de la matière organique présente dans les boues.

L'évaluation peut également prendre en compte une éventuelle réduction des émissions de N_2O après épandage sur un sol acide. Ce bénéfice ne doit toutefois être intégré au bilan climatique que s'il est démontré pour les boues chaulées concernées et comparé aux émissions liées à leur apport d'azote.

Les méthodes fondées uniquement sur les variations de masse peuvent confondre la recarbonatation avec les effets du séchage ou de la dégradation de la matière organique. Une combinaison d'analyses minéralogiques, de mesures du carbone inorganique et de bilans rapportés à la matière sèche initiale est préférable.

Toute comptabilisation climatique doit enfin démontrer le caractère additionnel et mesurable de la fixation, sa permanence et l'absence de double comptage entre l'empreinte du produit chaux et celle de son application (EuLA, 2023 ; Pape et Rueda, 2024).

5. Retour au sol et valeur agronomique

Références : *[1], [4], [10], [11], [15], [18], [23], [24], [28], [30], [34], [43] à [45], [49], [54], [57] à [61]*

5.1. Correction de l'acidité et bénéfice agroclimatique

Les sols s'acidifient sous l'effet de la minéralisation de la matière organique, de la nitrification, de l'exportation de cations par les cultures et du lessivage. Dans les sols acides, l'aluminium devient plus soluble et peut atteindre des concentrations toxiques pour les plantes, avec pour conséquence une limitation du développement racinaire. Le chaulage neutralise l'acidité, améliore la disponibilité de plusieurs éléments nutritifs et favorise l'activité biologique.

L'objectif agronomique n'est pas d'atteindre le pH le plus élevé possible, mais de corriger l'acidité selon la texture du sol, sa capacité d'échange cationique, son pouvoir tampon et les besoins de la culture. La note source situe la zone généralement favorable entre 6,3 et 6,8. Dans les sols acides fertilisés, la valeur de 6,8 présente toutefois un intérêt climatique spécifique. Elle ne constitue ni un objectif universel pour tous les sols et toutes les cultures, ni une invitation à dépasser systématiquement ce niveau.

Les travaux de Hénault et al. (2019) distinguent deux seuils : au-dessous d'un pH de 6,4, les sols présentent une très faible capacité à réduire le N_2O ; au-dessus de 6,8, la capacité du sol à réduire le N_2O en N_2 devient généralement efficace et transforme plus efficacement le N_2O en N_2. Les essais au champ montrent des réductions des émissions de N_2O comprises entre 26 et 66 %, avec une valeur médiane de 49 %. Cette

recherche conduit à la notion de « chaulage climatique », qui associe correction de l'acidité, fonctionnement biologique des sols et atténuation des émissions de gaz à effet de serre. Les résultats restent toutefois sensibles à l'humidité, à l'oxygénation, à la température, à la disponibilité de l'azote et aux caractéristiques du sol.

Les boues chaulées peuvent contribuer à cet objectif grâce à leur valeur neutralisante et à leur apport de calcium, tout en apportant de la matière organique, de l'azote, du phosphore et d'autres éléments fertilisants. Le pH élevé de la boue au moment de son traitement ne suffit toutefois pas à prévoir l'évolution du pH du sol. Celle-ci dépend notamment de la quantité de chaux encore réactive, des carbonates présents, de la dose, du pH initial et du pouvoir tampon du sol.

5.2. Matière organique, structure et capacité d'échange

La matière organique contribue à l'agrégation du sol, à la rétention de l'eau et des nutriments ainsi qu'à l'activité biologique. Le calcium favorise la floculation des argiles et la stabilité structurale. Le relèvement du pH augmente généralement les charges négatives de certains constituants du sol et peut améliorer la capacité d'échange cationique effective.

Le rapport C/N influence la disponibilité de l'azote. Un apport de matière organique très carbonée, caractérisée par un rapport C/N élevé, peut provoquer une immobilisation temporaire de l'azote minéral par les micro-organismes du sol. Les boues urbaines présentent généralement un rapport C/N plus faible, de l'ordre de 8 à 12 selon les valeurs indicatives de la note source.

Les bénéfices dépendent toutefois des caractéristiques du sol et de la qualité de la boue. L'apport doit être raisonné selon la teneur en matière sèche, la valeur neutralisante, le carbone organique, le rapport C/N et les flux d'éléments indésirables.

5.3. Azote et phosphore

L'azote des boues se trouve principalement sous forme organique et ammoniacale. Sa disponibilité varie avec le type de boue, sa stabilité, son rapport C/N, les conditions pédoclimatiques et le calendrier d'épandage. Les essais cités dans les notes donnent, pour les boues déshydratées chaulées, des coefficients d'efficacité azotée de l'ordre de 30 à 40 %. Ces valeurs constituent seulement des repères et doivent être adaptées aux caractéristiques de la boue, du sol et de la culture (Bourgeois et al., 1996).

L'enquête nationale ADEME de 1993-1994 donne, pour l'ensemble des boues chaulées, des moyennes de 3,3 % d'azote total, 3,5 % de phosphore exprimé en P_2O_5 et 22,3 % de calcium exprimé en CaO, sur matière sèche. Les teneurs correspondantes par tonne de matière brute sont respectivement de 8,4 kg d'azote, 9,4 kg de P_2O_5 et 62 kg de CaO. Ces valeurs historiques varient selon l'origine des eaux, la filière de traitement et le dosage de chaux ; elles ne doivent pas être assimilées à des seuils ou à une composition universelle (ADEME, 2001).

La correction de l'acidité peut stimuler l'activité microbienne, la minéralisation de l'azote organique et la nitrification. Dans les sols acides fertilisés, un pH proche de 6,8 favorise la réduction finale du N_2O en N_2 et peut limiter les émissions de protoxyde d'azote. Ce bénéfice dépend aussi de l'humidité, de l'oxygénation, de la température et de la disponibilité de l'azote. À l'inverse, un pH élevé au moment de l'application peut accroître la volatilisation de l'azote ammoniacal sous forme de NH_3. Les nitrates restent exposés à la lixiviation, tandis que le phosphore peut rejoindre les eaux par érosion ou ruissellement.

Le plan d'épandage doit donc coordonner les apports avec les besoins des cultures, les caractéristiques du sol, les risques de pertes et les périodes d'intervention.

5.4. Innocuité à long terme

La conformité réglementaire de la boue avant épandage ne suffit pas à caractériser l'ensemble des risques à long terme. L'évaluation doit associer les teneurs, les flux cumulés, la spéciation et la biodisponibilité des contaminants, ainsi que le pH, le pouvoir tampon et l'évolution du sol récepteur.

Pour de nombreux métaux présents sous forme cationique, notamment le cadmium, le maintien du pH dans une plage agronomiquement favorable favorise l'adsorption et la précipitation sous des formes moins solubles. Il limite ainsi le risque de remobilisation associé à une réacidification du sol. Cet effet ne garantit toutefois ni l'absence de transfert ni l'immobilisation de tous les éléments : il dépend de la nature et de la spéciation du métal, de la matière organique, de la capacité d'échange cationique, de la teneur en carbonates et des conditions hydriques. Le stock total de métaux demeure inchangé. Pour les PFAS, le maintien du pH ne peut pas être présenté comme une garantie d'immobilisation durable.

6. Chaux et production d'eau potable

Références : *[6], [26], [29], [36], [37], [39], [40], [48] et [54].*

Les ressources destinées à la production d'eau potable peuvent contenir des métaux, des pesticides, des hydrocarbures, des solvants chlorés, des PCB, des résidus pharmaceutiques, des perturbateurs endocriniens et des micro-organismes pathogènes. Ces contaminants proviennent de sources naturelles, de rejets ponctuels ou diffus et, dans certains cas, des installations de traitement ou des réseaux de distribution.

Les filières conventionnelles peuvent être insuffisantes pour certaines molécules. Le charbon actif permet d'adsorber de nombreux composés organiques. L'association de l'ozonation et du charbon actif présente des taux d'abattement élevés pour les résidus pharmaceutiques et les perturbateurs endocriniens étudiés dans le programme Poséidon.

Les procédés membranaires, notamment l'ultrafiltration, éliminent efficacement les particules en suspension, les bactéries, les virus et certaines macromolécules. Ils restent toutefois insuffisants pour plusieurs petites molécules dissoutes, dont certains pesticides et composés responsables de goûts ou d'odeurs. L'ajout de charbon actif peut alors compléter le traitement.

7. Cadre réglementaire et évolutions

Références : *[2], [25] et [44] à [54].*

Au niveau européen, la directive 86/278/CEE connue sous le nom de SSD (Sewage Sludge Directive) encadre l'utilisation agricole des boues d'épuration, notamment au regard des éléments traces métalliques présents dans les boues et les sols. La directive 91/271/CEE organise la collecte et le traitement des eaux urbaines résiduaires. Elle est généralement désignée par le terme DERU1. Elle demeure applicable jusqu'à son abrogation, le 1er août 2027, par la directive (UE) 2024/3019, communément appelée aujourd'hui DERU2.

Cette directive révisée, qui doit être transposée par les États membres au plus tard le 31 juillet 2027, renforce notamment le traitement des micropolluants, la surveillance sanitaire et environnementale ainsi que la

valorisation des ressources contenues dans les eaux usées et les boues. La directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE fixe, pour sa part, les objectifs de bon état écologique et chimique des masses d'eau.

En France, l'arrêté du 8 janvier 1998 demeure le texte de référence pour l'épandage des boues sur les sols agricoles. Il encadre notamment la qualité des boues et des sols, les flux cumulés de contaminants, les conditions de stockage et d'épandage ainsi que la traçabilité. Les dispositions exceptionnelles adoptées pendant la crise sanitaire pour les boues susceptibles de contenir le SARS-CoV-2 ont été abrogées par l'arrêté du 7 février 2023.

Le décret n° 2026-357 du 7 mai 2026, relatif aux critères de qualité agronomique et d'innocuité des matières fertilisantes et des supports de culture, est entré en vigueur le 11 mai 2026. Il constitue un élément du dispositif couramment désigné comme le « socle commun des matières fertilisantes et supports de culture ». Il classe les usages selon quatre catégories - A1, A2, B1 et B2 - et fixe des règles de contrôle, d'analyse et d'étiquetage. Il ne reprend toutefois pas les dispositions initialement envisagées sur la sortie du statut de déchet. À la date de rédaction de la synthèse, plusieurs modalités, notamment les valeurs d'innocuité et les apports maximaux admissibles, restaient à préciser par arrêté.

La norme NF U 44-003 constitue par ailleurs un cadre technique de référence pour les amendements basiques contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement biologique des eaux. Son articulation avec les nouvelles catégories et exigences du socle commun doit être appréciée au regard des textes d'application.

Le cadmium fait l'objet d'une attention réglementaire particulière. L'Anses recommande de limiter les apports à moins de 2 g de cadmium par hectare et par an. Une consultation publique, organisée du 26 mai au 30 juin 2026, a porté sur un projet d'abaissement des teneurs maximales et des apports admissibles dans les matières fertilisantes. Les valeurs issues de ce projet ne doivent pas être présentées comme des prescriptions en vigueur tant que les textes correspondants ne sont pas publiés.

Pour les PFAS, la loi n° 2025-188 du 27 février 2025 prévoit notamment la réduction des rejets aqueux industriels et l'interdiction progressive de certains produits qui en contiennent. La circulaire du 27 avril 2026 organise une campagne de recherche de 52 PFAS dans les boues destinées à la valorisation agricole. En 2026, elle concerne les stations d'épuration urbaines et industrielles d'une capacité au moins égale à 10 000 équivalents-habitants, ainsi que certaines stations recevant des effluents des secteurs du textile et du papier. Elle prévoit des prélèvements trimestriels pendant douze mois.

En cas de dépassement des seuils de gestion retenus par la circulaire, la valorisation agricole peut être suspendue et des analyses doivent être réalisées sur les parcelles ayant reçu les boues concernées au cours des cinq années précédentes. Des campagnes sur les sols sont également prévues pour les stations de plus de 50 000 équivalents-habitants. À la date de la circulaire, aucune valeur réglementaire française pérenne ne s'appliquait encore aux teneurs en PFAS des boues destinées à l'épandage. Toute reprise de seuils, de listes de substances ou d'échéances doit donc être vérifiée dans les textes officiels en vigueur.

8. Enseignements

Références : ensemble du corpus consolidé - *[1] à [61].*

- Le chaulage est un traitement multifonctionnel : stabilisation, hygiénisation, amélioration de la structure et de la manutention des boues, correction de l'acidité des sols et apport de calcium.
- Son efficacité sanitaire repose sur la maîtrise du dosage, du mélange, du pH, du temps de contact et, avec la chaux vive, de la température. Elle doit être vérifiée par des indicateurs microbiologiques appropriés.
- Pour les éléments traces métalliques, la réduction des fractions solubles et biodisponibles par modification de la spéciation est bien documentée. Elle ne correspond toutefois pas à une élimination et peut être remise en cause par l'acidification du sol.
- Dans le cas du cadmium, le chaulage peut réduire la mobilité et l'absorption par les plantes, mais il ne peut pas se substituer à la réduction des apports à la source et au suivi des flux cumulés.
- Pour les micropolluants organiques, les résultats restent propres à chaque molécule et aux conditions de traitement. Des essais standardisés et de longue durée sur des boues chaulées représentatives restent nécessaires.
- Pour les PFAS, le chaulage ne peut être présenté comme un procédé de destruction, de décontamination ou d'immobilisation durable. Le suivi doit porter sur les boues, les sols et, lorsque cela est pertinent, les eaux et les végétaux.
- La recarbonatation spontanée des boues chaulées est démontrée et peut compenser une part importante des émissions de procédé liées à la calcination. Sa mesure en conditions réelles de stockage et d'épandage, ainsi que son intégration dans la comptabilité carbone, doivent encore être consolidées.
- Le retour au sol doit être évalué par une approche intégrée qui associe la valeur agronomique, les flux de contaminants, la dynamique du pH, le pouvoir tampon du sol et le contexte pédoclimatique.
- Le pH supérieur ou égal à 12 recherché lors du traitement de la boue répond à un objectif de stabilisation et d'hygiénisation. Il doit être distingué du pH du sol après épandage, dont la cible agroclimatique se situe autour de 6,8 dans les sols acides concernés.
- Le potentiel de réduction des émissions de N_2O associé au retour au sol des boues chaulées doit faire l'objet d'une évaluation spécifique qui intègre leur valeur neutralisante, la dose apportée, l'évolution du pH du sol, les émissions de N_2O, de NH_3 et de CO_2, la réponse des cultures et la mobilité des éléments traces métalliques.
- L'évaluation multicritère doit également intégrer le coût global de la filière. Les données disponibles montrent un avantage économique marqué du retour au sol par rapport au compostage et surtout à l'incinération, sous réserve de la conformité des boues et de l'existence d'un débouché agricole de proximité.
- Dans la production d'eau potable, la chaux assure essentiellement la mise à l'équilibre calco-carbonique en limitant le caractère incrustant (décarbonatation) ou agressif (neutralisation ou reminéralisation).

Références scientifiques et techniques

1. ADEME (2001). Les boues chaulées des stations d'épuration municipales : production, qualité et valeur agronomique. Ouvrage de J. Barbé, D. Brocheton, F. Kockmann et J. Wiart. Synthèse des principales conclusions réalisée par la Chambre syndicale des fabricants de chaux grasses et magnésiennes, novembre 2002.
2. ANSES (2025). Avis relatif aux composés per- et polyfluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance. Saisine n° 2022-SA-0198.
3. ASTEE, sous-groupe Boues (2024–2025). Fiches ressources TSM : hygiénisation des boues par chaulage.
4. Baize, D. (2010). La controverse de l'épandage des boues d'épuration urbaines sur les sols agricoles. INRA Orléans.
5. Banas, S., Schwartzbrod, J., Judenne, E. et Remy, M. (2002). Hygiénisation des boues : traitement perfectionné et destruction des œufs d'Ascaris. Faculté de pharmacie de Nancy.
6. Beausse, J. (2004). Selected drugs in solid matrices: a review of environmental determination, occurrence and properties of principal substances. Trends in Analytical Chemistry.
7. Bennett, D. D. et al. (2003). Effects of lime on Salmonella enteritidis. Texas A&M University.
8. Bitton, G. (2005). Wastewater Microbiology, 3e édition.
9. Bolan, N. et al. (2021). Distribution, behaviour, bioavailability and remediation of PFAS in solid biowastes and biowaste-treated soil. Environment International, 155.
10. Bourgeois, S., Michelin, J., Fumery, H. et Wiart, J. (1996). La valeur azotée des boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. ADEME.
11. Brown, J. R. et Brush, K. (1992). Lime stabilized sludge treatment of acid soil relative to soil acidity minimums for sludge application. Communications in Soil Science and Plant Analysis.
12. Brück, F., Schmutzler, F., Reeh, J., Fröhlich, C., Platen, H. et Weigand, H. (2026). From lime stabilization to CO_2 sequestration: spontaneous recarbonation in municipal sewage sludge. Waste Management, 213, 115371. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2026.115371
13. Campo, F. P., Tua, C., Biganzoli, L., Pantini, S. et Grosso, M. (2021). Natural and enhanced carbonation of lime in its different applications: a review. Environmental Technology Reviews, 10, 224–237.
14. CSNFCGM (2002). Extraits de Les boues chaulées des stations d'épuration municipales de l'ADEME.
15. Dousset, S., Morel, J.-L. et Wiart, J. (1999). Influence du chaulage sur la biodisponibilité des éléments métalliques en trace incorporés au sol lors de l'épandage de boues.
16. Egle, L., Marschinski, R., Jones, A., Yunta Mezquita, F., Schillaci, C. et Huygens, D. (2023). Feasibility study in support of future policy developments of the Sewage Sludge Directive (86/278/EEC). Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 31716 EN, JRC134591. https://doi.org/10.2760/305263
17. EuLA (2023). Lime as a natural carbon sink: examples of mineral carbonation in lime applications. European Lime Association.
18. Fang, M. et Wong, J. W. C. (1999). Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. Environmental Pollution, 106, 83–89.
19. Gaspard, P., Wiart, J. et Schwartzbrod, J. (1997). Sludge hygienization: helminth eggs destruction by lime treatment. Recent Research Developments in Microbiology.
20. Grosso, M., Biganzoli, L., Campo, F. P., Pantini, S. et Tua, C. (2020). Literature review on the assessment of the carbonation potential of lime in different markets and beyond. Politecnico di Milano, rapport pour EuLA.

21. Guibaud, G. et al. (2009). Sorption of Cd(II) and Pb(II) by exopolymeric substances extracted from activated sludges and pure bacterial strains. Bioresource Technology.
22. Guillot, J.-M., Fanlo, J.-L. et Le Cloirec, P. (1994). Influence des conditions de chaulage des boues de station d'épuration sur l'émission d'ammoniac. Journées internationales de l'eau de Poitiers.
23. He, L. L. et al. (2021). Meta-analysis of the effects of liming on soil pH and cadmium accumulation in crops. Ecotoxicology and Environmental Safety.
24. Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Savini, I. et Tibi, A. (2014). Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier : impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective INRA-CNRS-Irstea.
25. Kosuth, P., Schmidt, C. et Wendling, L. (2026). Cadres de gestion de la contamination par les PFAS des matières fertilisantes. Rapport CGAAER n° 25101 et IGEDD n° 016408-01.
26. Lecomte, V. et al. (2018). SIPIBEL : un site pilote pour l'étude des effluents hospitaliers et urbains - enseignements après cinq ans. Environnement, Risques & Santé, hors-série 17.
27. Lue-Hing, C. et al. (1992). Process Design Manual for Sludge Treatment. U.S. EPA.
28. Mahler, R. J., Bingham, F. T., Page, A. L. et Ryan, J. A. (1982). Cadmium-enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils. Journal of Environmental Quality.
29. Martín, J. et al. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants. Journal of Hazardous Materials.
30. Morel, J.-L., Pierrat, J.-C. et Guckert, A. (1988). Effet et arrière-effet de l'épandage de boues urbaines conditionnées à la chaux et au chlorure ferrique sur la teneur en métaux lourds d'un maïs. Agronomie, 8(2).
31. Nielsen, P. H., Thomsen, T. R. et Nielsen, J. L. (2004). Bacterial composition of activated sludge: importance for floc and sludge properties.
32. Pagnanelli, F. et al. (2009). Mechanisms of heavy metal removal by activated sludge. Chemosphere.
33. Pape, C. et Rueda, O. (2024). Carbon accounting of recarbonation in lime products: main considerations for compliance and voluntary carbon markets. South Pole Carbon Asset Management.
34. Pietz, R. L. et al. (1989). Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material: effects on percolate water composition. Journal of Environmental Quality.
35. RECORD (2006). Pollution olfactive : sources d'odeurs et état de l'art.
36. Remy, M. (2022). Résidus médicamenteux et hormonaux dans les boues d'épuration chaulées : état des connaissances réalisé pour UP'Chaux.
37. Rogers, H. R. (1996). Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges. Science of the Total Environment.
38. Scancar, J. et al. (2001). Environmentally safe sewage sludge disposal: impact of liming on Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn. Journal of Environmental Monitoring, 3.
39. Stalder, T. (2012). Implication des effluents hospitaliers et de la filière carnée sur la dissémination de l'antibiorésistance. Thèse, Université de Limoges.
40. Ternes, T. A. et al. (2004). A rapid method to measure solid–water distribution coefficients for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. Water Research.
41. Yang, L. et al. (2025). Mechanochemical destruction of PFAS by phosphates for fluoride reuse. Nature, 640. https://doi.org/10.1038/s41586-025-08698-5
42. Yuncu, B., Sanin, F. D. et Yetis, U. (2006). Heavy metal biosorption in relation to the C/N ratio of activated sludge. Journal of Hazardous Materials.

43. Zhu, H. H. et al. (2016). Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils. Environmental Pollution, 219.
44. AFNOR. (2015). *NF U 44-003 - Amendements basiques contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement biologique des eaux*. Août 2015. AFNOR
45. Directive 86/278/CEE du Conseil du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture.
46. Directive 91/271/CEE du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.
47. Directive (UE) 2024/3019 du Parlement européen et du Conseil du 27 novembre 2024 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (refonte).
48. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
49. Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles.
50. Arrêté du 7 février 2023 abrogeant les dispositions exceptionnelles relatives à l'épandage des boues pendant la crise liée au SARS-CoV-2.
51. Loi n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances per- et polyfluoroalkylées.
52. Décret n° 2026-357 du 7 mai 2026 fixant les modalités de surveillance et d'identification des critères de qualité agronomique et d'innocuité des matières fertilisantes et des supports de culture. *JORF* n° 0109 du 10 mai 2026, texte n° 15.
53. Circulaire du 27 avril 2026 relative à la recherche de PFAS dans les boues issues de stations d'épuration destinées à la valorisation agricole et à la gestion des boues contenant des PFAS.
54. Ministère chargé de la transition écologique. Textes techniques relatifs à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées domestiques.
55. AMORCE (2019). Enquête sur la valorisation des boues d'épuration (EAT05b), publiée le 1er octobre 2019.
56. RECY.net (2026). Guillaume P., Recyclage des boues d'épuration : filières en France, publié le 16 février 2026.
57. Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N. P. A., Cohan, J.-P., Eglin, T. et Le Gall, C. (2019). Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. Scientific Reports, 9, 20182. https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3
58. Ouerghi, I., Rousset, C., Bizouard, F., Brefort, H., Ubertosi, M., Arkoun, M. et Hénault, C. (2023). Hysteretic response of N_2O reductase activity to soil pH variations after application of lime to an acidic agricultural soil. Biology and Fertility of Soils, 59, 473–479. https://doi.org/10.1007/s00374-023-01717-5
59. Hénault, C. et al. (2025). Diminuer les émissions de gaz à effet de serre par les sols en réduisant N_2O en N_2. Innovations Agronomiques, 102, 15–27. https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol102-art02
60. Huré, M. et Hénault, C. (2026). Chaulage des sols acides : une solution pour réduire les émissions de N_2O ? Perspectives Agricoles, n° 543, 16 mars 2026. Article en ligne
61. UP'Chaux (2025). *Le pH agro-climatique, un levier clé de la transition agricole – Objectif 6,8 : la chaux, alliée des sols équilibrés*. Flyer d'information.