



Review

Recovery Nutrien dari Efluen Digester Anaerobik Air Limbah Tahu dengan Presipitasi Struvite

(Nutrient Recovery from Tofu Wastewater Anaerobic Digester using Struvite Precipitation)

Zulkarnaini Zulkarnaini^{a*}, Fenisa Fauziyah Marshal^a, Puti Sri Komala^a, Aufa Aniq Rumzi^a,
 Dewi Nilawati^b, Widyarani Widyarani^b, Diana Rahayuning Wulan^b, Neni Sintawardani^b,
 Nicolaus Nezha Nunez Mahasti^{b*}

^aDepartemen Teknik Lingkungan, Fakultas Teknik, Universitas Andalas, Limau Manis, Padang, Sumatra Barat 25175, Indonesia

^bResearch Center for Environmental and Clean Technology, National Research and Innovation Agency (BRIN),
 Kawasan Sains Teknologi BJ Habibie Gedung. 720, Serpong 15314, Tangerang Selatan, Indonesia

*Corresponding author: zulkarnaini@eng.unand.ac.id, nico004@brin.go.id

DOI: [10.20961/alchemy.21.2.93205.198-223](https://doi.org/10.20961/alchemy.21.2.93205.198-223)

Received 7 November 2024, Revised 11 February 2025, Accepted 5 September 2025, Published 30 September 2025

Kata kunci:

amonium;
 air limbah tahu;
 digester
 anaerobik;
fixed-bed reactor;
 fosfor;
 recovery nutrien.

ABSTRAK. Efluen dari digester anaerobik *multistages fixed-bed reactor* pengolahan air limbah industri tahu di Desa Giriharja, Kabupaten Sumedang, memerlukan pengolahan lanjut karena masih mengandung nutrien amonium dan fosfor yang melebihi standar baku mutu untuk badan air. Presipitasi *struvite* merupakan presipitasi kimia yang memungkinkan untuk memperoleh kembali (*recovery*) amonium dan fosfat dari air limbah dengan cara penambahan magnesium. Air laut dapat digunakan sebagai sumber magnesium untuk proses presipitasi untuk mengurangi biaya operasional. Presipitasi *struvite* dipengaruhi oleh pH, ion-ion penting, suhu, dan zat-zat asing. Nilai pH yang tinggi dapat meningkatkan efisiensi penyisihan dan recovery P dan N, akan tetapi dapat meningkatkan presipitasi magnesium dan kalsium fosfat sehingga mengurangi kualitas kristal *struvite* yang terbentuk. Tingkat kejenuhan *struvite* berbanding lurus dengan logaritma konsentrasi ionik dalam kristal. Tingkat pertumbuhan, jenis dan ukuran kristal dipengaruhi oleh tinggi suhu. Tingginya konsentrasi zat asing pada larutan dapat mengakibatkan terhalangnya pertumbuhan kristal *struvite*. Penggunaan air laut sebagai sumber magnesium dalam presipitasi *struvite* dapat mengurangi biaya produksi, transportasi, serta menggantikan penggunaan bahan kimia.

Keywords:

ammonium;
 tofu wastewater;
 anaerobic digester;
 fixed-bed reactor;
 phosphorus;
 nutrient recovery.

ABSTRACT. Effluent from a multistage anaerobic digestion fixed-bed reactor for tofu industrial wastewater treatment in Giriharja Village, Sumedang Regency, requires further treatment because it still contains nutrients of ammonium and phosphorus that exceed the water quality standards. *Struvite* precipitation is a chemical precipitation process that allows for the recovery of ammonium and phosphate from wastewater by adding magnesium. Seawater can be used as a source of magnesium for the precipitation process to reduce operational costs. *Struvite* precipitation is affected by pH, essential ions, temperature, and foreign substances. A high pH value can increase the efficiency of P and N removal and recovery, but it can also increase the precipitation of magnesium and calcium phosphate, thereby reducing the quality of the *struvite* crystals formed. The level of *struvite* saturation is directly proportional to the logarithm of the ionic concentration in the crystals. The growth rate, type, and size of crystals are affected by temperature. High concentrations of foreign substances in the solution can inhibit *struvite* crystal growth. Using seawater as a source of magnesium in *struvite* precipitation can reduce production and transportation costs and replace the use of chemicals.

ISI

PENDAHULUAN	199
AIR LIMBAH INDUSTRI TAHU	200
Nitrogen pada Air Limbah Tahu	200
Fosfor pada Air Limbah	202
Pengolahan Air Limbah Tahu	203
METODE RECOVERY NUTRIEN	205

Cite this as: Zulkarnaini, Z., Marshal, F. F., Komala, P. S., Rumzi, A. A., Nilawati, D., Widyarani, W., Wulan, D. R., Sintawardani, N., and Mahasti, N. N. N. (2025). *Recovery Nutrien dari Efluen Digester Anaerobik Air Limbah Tahu dengan Presipitasi Struvite*. *ALCHEMY Jurnal Penelitian Kimia*, 21(2), 198-223. doi: [http://dx.doi.org/10.20961/alchemy.21.2.93205.198-223](https://dx.doi.org/10.20961/alchemy.21.2.93205.198-223).

Teknologi <i>Recovery Struvite</i>	206
Metode Elektrokimia	207
Metode Pertukaran Oon (<i>Ion Exchange</i>)	207
Metode Biomineralisasi Mikrob.....	207
REAKSI PRESIPITASI <i>STRUVITE</i>	208
Kristal <i>Struvite</i>	208
Pembentukan <i>Struvite</i>	209
Bahan Kimia yang dapat Ditambahkan untuk Pembentukan <i>Struvite</i>	211
Sumber Magnesium untuk Proses <i>Struvite</i>	211
FAKTOR YANG MEMENGARUHI PRESIPITASI <i>STRUVITE</i>	213
pH.....	213
Ion-Ion Esensial.....	214
Suhu	215
Zat-Zat Asing	215
PENINGKATAN HASIL OLAHAN IPAL ANAEROBIK	216
<i>Recovery Struvite</i> Efluen IPAL Anaerobik	216
Kombinasi <i>Anaerobic Digestion</i> , <i>Anammox</i> dan <i>Recovery Struvite</i>	217
KESIMPULAN	218

PENDAHULUAN

Tahu merupakan salah satu makanan khas Indonesia yang terbuat dari kacang kedelai yang merupakan salah satu makanan favorit masyarakat Indonesia. Tahu memiliki kandungan protein nabati yang tinggi serta memiliki harga yang terjangkau. Usaha tahu di Indonesia mengalami perkembangan yang pesat karena pembuatannya yang sederhana. Industri tahu saat ini, khususnya di pulau Jawa terdapat 86.400 unit dengan kapasitas produksi hingga 2,56 juta ton per tahun. Limbah cair yang dihasilkan oleh industri tahu ini mencapai 20.000.000 m³/tahun (Faisal *et al.*, 2016).

Limbah cair yang berasal dari industri tahu mengandung zat organik dan nutrisi yang tinggi. Jika tidak diolah terlebih dahulu, limbah industri tahu tersebut dapat menyebabkan eutrofikasi pada badan air. Meskipun telah terdapat pengolahan air limbah tahu di Desa Giriharja, Kabupaten Sumedang menggunakan *multistages up-flow anaerobic fixed bed reactor (UAFBR)* yang mampu menyisihkan bahan organik hingga 93% (Sintawardani *et al.*, 2022), akan tetapi terjadi peningkatan nutrisi pada efluen yaitu amonium dan fosfor sebesar 77 mg NH₄⁺-N/L and 40 mg-P/L yang melebihi baku mutu untuk dibuang ke perairan. Nilai batas baku mutu amonia nitrogen dan fosfat berdasarkan Peraturan Pemerintah Nomor 22 Tahun 2021 tentang Penyelenggaraan Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup pada perairan kelas 3 yaitu 0,5 dan 1 mg/L.

Nilai amonium dan fosfat yang dilepaskan ke badan air dari pengolahan *anaerobic digester* tersebut tidak memenuhi baku mutu. Oleh karena itu, diperlukan pengolahan lanjutan. Pengolahan lanjutan yang biasa digunakan untuk menyisihkan amonium yaitu proses biologis menggunakan mikroorganisme, presipitasi kimia, klorinasi hingga titik jenuh, *air stripping*, *reverse osmosis*, dan *Advanced Oxidation Process (AOPs)* (Zhou and Wang, 2023). Penyisihan fosfat pada air limbah dapat dilakukan dengan elektrokoagulasi (Hu *et al.*, 2023), penggunaan *biochar* (Chen *et al.*, 2023), dan presipitasi kimia (Grini, 2018).

Presipitasi *struvite* merupakan presipitasi kimia yang dapat dilakukan untuk menyisihkan amonium dan fosfat dari air limbah dengan cara menambahkan magnesium. *Struvite* merupakan mineral yang mengandung magnesium (Mg), amonium dan fosfat (MgNH₄PO₄·6H₂O) atau disebut juga dengan MAP (*magnesium ammonium phosphate*). Kristal MAP dengan pengolahan lebih lanjut dapat dimanfaatkan menjadi pupuk pertanian (Çelen and Türker, 2001). Proses presipitasi *struvite* sangat dipengaruhi oleh pH, suhu dan keberadaan ion lainnya (contoh: kalsium) (Grini, 2018).

Penggunaan magnesium murni sebagai garam Mg (contoh: MgCl₂ dan MgSO₄) akan memakan biaya yang besar dan mengurangi kemungkinan keberlanjutan proses presipitasi. Sebagian besar biaya untuk proses *struvite* berasal dari bahan kimia, terutama Mg yang dapat memakan 75% dari total biaya yang dikeluarkan. Magnesium merupakan kation yang dapat ditemukan dalam jumlah melimpah pada air laut yaitu sebesar ≈1.300 mg/L (Grini, 2018). Air laut dapat digunakan sebagai sumber magnesium untuk proses presipitasi sehingga dapat mengurangi biaya operasional (Shaddel *et al.*, 2020). Penelitian terdahulu yang menggunakan air laut sebagai sumber magnesium untuk presipitasi *struvite* menunjukkan hasil penyisihan amonium sebesar 71,9% (Ha *et al.*, 2023) dan fosfat hingga 96% (Zhang, 2022) pada air limbah peternakan. Penelitian lainnya menunjukkan hasil penyisihan amonium dan fosfat pada lindi dapat mencapai 99% untuk kedua parameter (Mehedi *et al.*, 2022).

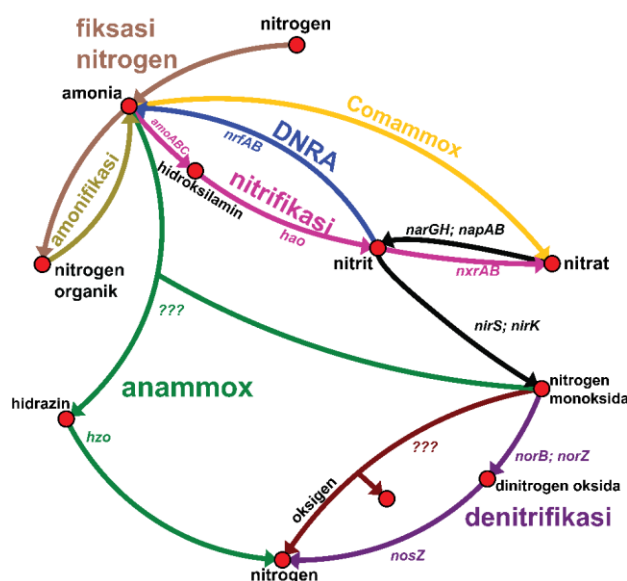
Review ini bertujuan untuk mengkaji potensi presipitasi *struvite* dalam *recovery* nutrisi, terutama nitrogen (N) dan fosfor (P), dari efluen digester anaerobik yang berasal dari pengolahan air limbah industri tahu. Tulisan ini juga membahas metode-metode presipitasi *struvite*, termasuk kendala dan strategi optimasinya, agar proses produksi *struvite* menjadi lebih ekonomis dan aplikatif dalam skala industri. Faktor-faktor yang memengaruhi pembentukan *struvite*, seperti pH, suhu, ion esensial, dan pengaruh zat asing, diulas secara rinci untuk menunjukkan bagaimana setiap parameter tersebut dapat meningkatkan efisiensi *recovery struvite*. Review ini diharapkan dapat memberikan panduan dalam implementasi teknologi presipitasi *struvite* sebagai upaya optimalisasi pengolahan efluen Instalasi Pengolahan Air Limbah (IPAL) biogas dari limbah tahu secara ekonomis dan berkelanjutan.

AIR LIMBAH INDUSTRI TAHU

Tahu merupakan salah satu makanan olahan dari kedelai yang sangat populer di negara-negara Asia Timur dan Tenggara. Secara global pasar tahu diperkirakan sebesar 2,31 miliar pada tahun 2018 dan diperkirakan akan meningkat sebesar 5,2% dari tahun 2019 ke tahun 2025 (Ali *et al.*, 2021). Pada tahun 2018 diperkirakan terdapat sekitar 80.000 industri tahu di Indonesia. Indonesia memproduksi sekitar 2,6 juta ton tahu setiap tahunnya. Produksi tahu membutuhkan 18–30 kg air untuk setiap kg tahu yang diproduksi. Air limbah dari proses produksi tahu bersumber dari proses perendaman, pencucian, *coagulation-pressing*, selain itu juga dapat berasal dari *housekeeping*. Limbah dari proses *coagulation* dan *pressing* mengandung konsentrasi nutrisi organik cukup tinggi mengingat ditamapkannya beberapa komponen seperti garam, asam, atau enzim koagulasi yang menyebabkan pH limbah air tahu pada rentang 3,5–6,5 (Widyarani *et al.*, 2019). Air limbah dari proses koagulasi dan *pressing* selanjutnya yang akan dibahas sebagai air limbah tahu (*tofu whey*).

Nitrogen pada Air Limbah Tahu

Nitrogen merupakan senyawa yang penting bagi kehidupan, seperti fungsinya dalam reaksi redoks untuk metabolisme mikrob. Nitrogen sangat penting untuk protein, asam nukleat, enzim, bakteri denitrifikasi, bakteri nitrifikasi, dan bakteri amoniasi (Parsons *et al.*, 2021). Fungsinya sangat bermanfaat terhadap pertumbuhan tanaman, fotosintesis, transfer energi dan pupuk sintesis (Zhou *et al.*, 2023). Siklus nitrogen di dunia telah berevolusi selama tiga miliar tahun terakhir melalui proses biogeokimia dan mikrob yang diiringi dengan hubungan timbal balik dengan alam sehingga siklus nitrogen tetap seimbang (Voss *et al.*, 2013). Siklus nitrogen sebagian besar dikendalikan oleh berbagai mikroorganisme yang secara enzimatik mengkatalisis proses reduksi dan oksidasi nitrogen pada berbagai keadaan redoks (Parsons *et al.*, 2021). Siklus nitrogen menggambarkan rangkaian proses biogeokimia yang saling terhubung, di mana nitrogen mengalami transformasi melalui fiksasi, nitrifikasi, denitrifikasi, dan asimilasi, lalu kembali ke bentuk awalnya sehingga membentuk suatu siklus. Namun, dalam realitas ekosistem, interaksi antara berbagai bentuk nitrogen (amonium, nitrit, nitrat, gas nitrogen) dan berbagai aktor biologis (tanaman, hewan, bakteri, mikrob) jauh lebih rumit (Gambar 1).



Gambar 1. Jaring nitrogen (*nitrogen network*) (tanda ‘???’ menjelaskan enzim belum diketahui).

Transformasi dari siklus nitrogen yang merujuk pada hubungan atau interaksi antarproses yang melibatkan berbagai bentuk nitrogen di lingkungan oleh mikroorganisme, dan pertukaran nitrogen di antara ekosistem telah berkembang. Siklus nitrogen telah berkembang menjadi jaring nitrogen (*nitrogen network*) mengikuti perkembangan ilmu pengetahuan dan ditemukannya proses dan organisme baru seperti *anaerobic ammonium oxidation* (anammox) yang mengoksidasi amonium menjadi gas nitrogen menggunakan nitrit sebagai penerima elektron dalam kondisi anaerobik dan *complete ammonia oxidation* (comammox) yang mampu mengubah amonium menjadi nitrit kemudian nitrat. Transformasi dari siklus nitrogen menjadi jaring nitrogen menggambarkan pergeseran konsep dari proses linier sederhana menuju interaksi yang lebih kompleks dan dinamis.

Nitrogen dapat ditemukan dalam bentuk gas nitrogen (N_2O , N_2), nitrogen organik (urea, asam amino, kotoran), amonia (NH_3 sebagai gas terlarut), amonium (ion NH_4^+ terlarut), ion nitrat (NO_3^-) dan nitrit (NO_2^-) terlarut. Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) merupakan jumlah dari amonia dan nitrogen organik, dan Total Nitrogen (TN) yang merupakan jumlah dari TKN, nitrat dan nitrit. Batas konsentrasi maksimum nitrogen yang diperbolehkan terkandung di efluen bervariasi, namun biasanya berdasarkan pada lokasi penyaluran efluen terakhir. Instalasi pengolahan air limbah yang mengalirkan efluen pada badan air, sungai, atau lahan basah (*wetland*) harus memenuhi nilai batas sebesar 3 mg/L untuk TN atau 0,2 mg/L untuk NH_3 (Trygar, 2009). Nilai batas baku mutu amonia nitrogen berdasarkan Peraturan Pemerintah Nomor 22 Tahun 2021 tentang Penyelenggaraan Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup pada perairan kelas 3 yaitu 0,5 mg/L. Dalam air limbah tahu, nitrogen (N) ditemukan dalam bentuk amonium, nitrogen organik dan nitrat dengan total nitrogen mencapai 190–950 mg/L (Sintawardani *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2020a).

Nitrogen yang berlebihan dapat menyebabkan eutrofikasi yaitu pertumbuhan alga pada danau, sungai maupun bentuk air permukaan lainnya secara berlebihan yang membahayakan ekosistem perairan (Gambar 2). Perairan akan kekurangan oksigen yang kemudian menyebabkan matinya ikan dan biota perairan lainnya. Nitrat yang berasal dari tanah pertanian juga dapat mengontaminasi air tanah yang jika dikonsumsi dapat menyebabkan methemoglobinemia bagi bayi di bawah tiga bulan (Zhou *et al.*, 2023). Hal ini disebabkan oleh konversi nitrat menjadi nitrit oleh bakteri pereduksi nitrat pada saluran pencernaan manusia. Oksigen yang terikat pada nitrit dapat mengoksidasi besi pada hemoglobin untuk membentuk metamoglobin. Metamoglobin tidak dapat mengikat molekul oksigen sehingga menyebabkan kulit bayi berubah menjadi biru dan menyebabkan sesak napas hingga kematian jika tidak segera ditangani (Trygar, 2009).



Gambar 2. Pertumbuhan alga yang tidak terkendali pada perairan akibat kelebihan nutrisi di Telaga Koto Baru, Tanah Datar, Sumatra Barat.

Nitrogen pada umumnya ditemukan dalam bentuk organik (urea, asam amino dan feses). Nitrogen organik mulai berubah menjadi amonia atau amonium melalui proses hidrolisis. Hidrolisis merupakan proses konversi partikel organik menjadi bentuk yang cukup kecil untuk dikonsumsi oleh bakteri. Jumlah amonia dan amonium yang terbentuk bergantung pada pH dan suhu. Saat pH dalam kondisi asam (<6,9) atau netral (7,0), sebagian besar

nitrogen berada dalam bentuk amonium (NH_4^+). Saat pH mencapai nilai 8,0, amonium berubah menjadi gas amonia terlarut (NH_3). Pada pH 10 ke atas, hampir semua amonium berubah menjadi gas amonia terlarut (**Gambar 3**). Amonifikasi juga terjadi akibat dekomposisi bakteri (**Trygar, 2009**).

Spesiasi amonium dalam air ditentukan dari proses hidrolisis amonia. Berdasarkan pemodelan derajat disosiasi amonia berdasarkan fungsi pH, maka akan didapatkan hubungan antara amonia dan amonium sesuai **Persamaan 1 – 5** (**Benjamin, 2015; Ha et al., 2024**).

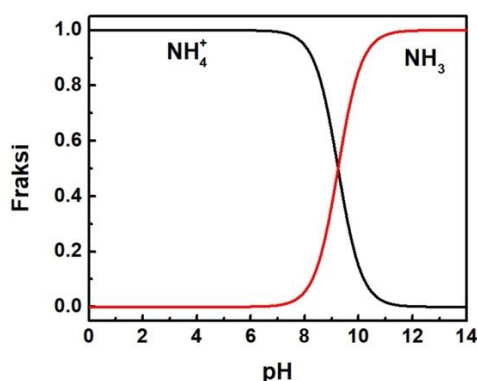


$$K_N = \frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]} \quad (2)$$

$$[\text{NH}_4^+]_{\text{Total}} = [\text{NH}_4^+] + [\text{NH}_3] \quad (3)$$

$$[\text{NH}_4^+]_{\text{Total}} = [\text{NH}_4^+] \left\{ 1 + \frac{K_N[\text{H}^+]}{[\text{H}^+]} \right\} \quad (4)$$

$$\alpha_{[\text{NH}_4^+]} = \frac{1}{\left\{ 1 + \frac{K_N}{[\text{H}^+]} \right\}} \quad (5)$$



Gambar 3. Kurva hubungan antara amonium dan amonia pada berbagai nilai pH.

Amonifikasi merupakan proses saat mikroorganisme yang terdapat di tanah, sedimen, atau air memineralisasi berat molekul rendah, molekul organik terlarut yang mengandung gugus amina atau amida (rumus umum R-NH_2) dan menghasilkan amonium (NH_4^+). Amonifikasi merupakan langkah terakhir dari siklus nitrogen yang melibatkan senyawa organik dan langkah antara depolimerisasi molekul organik besar dan proses nitrifikasi. Amonifikasi memproduksi amonium dan mengatur tingkat produksi nitrat dengan cara nitrifikasi (**Romillac, 2019**).

Nitrifikasi adalah proses penting dalam siklus nitrogen tanah, air, dan pengolahan air limbah. Nitrifikasi bertanggungjawab dalam konversi amonium menjadi nitrat. Amonium terbentuk sebagai produk sisa metabolisme sel dan organisme. Amonium merupakan sumber nitrogen yang banyak digunakan untuk tumbuhan dan alga. Nitrat bukan hanya nutrisi, melainkan juga berperan sebagai substrat untuk proses denitrifikasi oleh bakteri di mana nitrat diubah menjadi gas nitrogen (N_2). Sebagian besar tumbuhan tidak dapat menggunakan gas nitrogen sebagai sumber nitrogen sehingga denitrifikasi menggambarkan kehilangan nitrogen pada ekosistem (**Ward, 2013**).

Denitrifikasi merupakan proses biologis yang mengubah nitrat dan nitrit menjadi bentuk gas nitrogen seperti dinitrogen oksida (N_2O) dan nitrogen (N_2) (**Skiba, 2008**). Denitrifikasi bergantung pada keberadaan N oksida, nitrit (NO_2^-) atau nitrat (NO_3^-) yang terbentuk dari nitrifikasi autotrofik. Denitrifikasi terjadi pada kondisi dengan jumlah oksigen yang terbatas. Proses ini diakibatkan oleh penggunaan N oksida sebagai terminal elektron akseptor dibandingkan dengan molekul oksigen oleh bakteri dan tidak bisa dikembalikan setelah NO terbentuk. C organik dan NO_3^- yang cukup sebagai elektron akseptor dibutuhkan oleh metabolisme bakteri pada lingkungan dengan kandungan oksigen yang terbatas (**Martens, 2005**).

Fosfor pada Air Limbah

Fosfor merupakan nutrisi penting bagi seluruh makhluk hidup karena fosfor merupakan bahan penting untuk metabolisme energi. Fosfor merupakan salah satu dari tiga makronutrien yang dibutuhkan oleh seluruh tumbuhan

(dengan N dan K). Kegiatan manusia telah meningkatkan mobilisasi fosfor sebanyak empat kali lipat. Meskipun keberadaan sumber daya yang tidak dapat diperbaharui ini belum menjadi masalah, terdapat aspek lain terkait metabolisme fosfor yang harus diperhatikan, yaitu limbah (air dan tanah) dan bagaimana manusia memengaruhi siklus fosfor. Sumber P yang berasal dari industri, pertanian, peternakan dan domestik merupakan penyumbang utama permasalahan kelebihan nutrisi pada badan air yang menyebabkan eutrofikasi. P terakumulasi pada tanah agrikultur maupun tanah alami akibat dari penggunaan pupuk yang melebihi batas dan pembuangan limbah industri, agrikultur dan peternakan yang perlahan masuk menyerap ke dalam tanah, sehingga terdapat banyak P di tanah yang pada akhirnya menyebabkan menurunnya kualitas tanah pertanian dan penggunaan sumber P yang tidak efisien (Liu and Chen, 2014).

Siklus P merupakan salah satu siklus biogeokimia terlambat di dunia. Meskipun P dapat bereaksi dengan cepat dengan tanaman dan hewan, pergerakannya dari batu ke tanah lalu laut terjadi sangat lambat (500 juta tahun). Tidak seperti siklus lainnya, atmosfer tidak memiliki peran penting dalam pergerakan P, karena senyawa P biasanya padat pada suhu dan tekanan di bumi. Siklus P dimulai dari masuknya P yang berasal dari pelapukan batuan, sedimen air laut, yang kemudian terbentuk batuan akibat tekanan dan panas lalu masuk ke dalam ekosistem tanah. P kemudian digunakan oleh tumbuhan dan alga melalui akarnya. P dapat berpindah ke dalam herbivora yang mengonsumsi tumbuhan yang mengandung P dan kemudian masuk ke karnivora yang mengonsumsi herbivora. P kemudian kembali ke tanah melalui kotoran dan urin serta mineralisasi yang terjadi akibat kematian dan dekomposisi oleh bakteri dan jamur (Bennett and Schipanski, 2013).

P merupakan nutrisi yang penting bagi kehidupan dan terdapat secara alami di perairan, tetapi kelebihan P pada air dapat menyebabkan eutrofikasi. Eutrofikasi adalah pengayaan biomassa tumbuhan akibat nutrisi berlebih pada perairan, terutama perairan tertutup seperti danau dan reservoir. Eutrofikasi alami dapat berlangsung selama ratusan hingga ribuan tahun, tetapi industrialisasi dan perkembangan populasi yang pesat mempercepat proses ini melalui penyaluran nutrisi yang berlebihan ke dalam air melalui aktivitas antropogenik seperti penggunaan pupuk dan pembuangan air limbah (Gong and Zhao, 2014).

Efluen dari pengolahan air limbah domestik dan industri merupakan sumber terbesar masuknya P ke dalam badan air. Perkiraan kontribusi P terhadap air limbah domestik diperkirakan mencapai 0,6 kg-P per orang per tahun dari limbah manusia, 0,3 kg-P per orang per tahun dari detergen dari penatu dan 0,1 kg-P per orang per tahun dari detergen rumah tangga dan zat pembersih lainnya. Total P pada air limbah domestik yang belum diolah bervariasi dari 10 hingga 15 mg-P/L. Setelah pengolahan biologis sekunder, pertumbuhan seluler mikroorganisme menyisihkan 1 – 2 mg-P/L. Nilai ini lebih tinggi jika dibandingkan dengan proses alami yang terjadi di danau dan sungai (Gong and Zhao, 2014). Air limbah tahu mengandung P yang dinyatakan dalam Total P sebesar 45,6–120 mg-P/L, sehingga perlu dilakukan pengolahan sebelum dibuang ke badan air baik dengan cara dieleminasi maupun *recovery* (Wang *et al.*, 2020b).

Pengolahan Air Limbah Tahu

Air limbah tahu banyak mengandung bahan organik. Jika langsung dibuang ke badan air penerima tanpa adanya pengolahan, maka akan menimbulkan pencemaran seperti rasa dan bau yang tidak sedap serta berkurangnya oksigen yang terlarut dalam air sehingga mengganggu organisme yang hidup di dalam air dan dapat menyebabkan kematian (Agung *et al.*, 2017). Berbagai metode sudah digunakan untuk mengolah air limbah tahu untuk menyisihkan kandungan bahan organik yang tinggi dan nitrogen. Dengan beban organik dan pH yang relatif rendah, pengolahan limbah secara anaerobik banyak diambil sebagai pilihan yang terkait dengan efisiensi energi dan stabilitas proses. Proses aerobik sangat mengandalkan pasokan oksigen yang cukup, sehingga sering dibutuhkan energi yang cukup besar untuk hal tersebut (Ranieri *et al.*, 2021). Sebaliknya proses anaerobik yang lebih dikenal sebagai *dark fermentation* tidak membutuhkan oksigen, sebab sebagian besar konsorsium mikrob anaerobik yang terlibat tidak dapat tumbuh dengan adanya oksigen, akan tetapi malah akan menghasilkan biogas dengan komposisi utama gas metana yang bisa dimanfaatkan sebagai sumber energi terbarukan (Nilawati *et al.*, 2021; Sintawardani *et al.*, 2022). Pertumbuhan mikroba anaerobik yang lambat, menghasilkan biomassa yang lebih sedikit dibandingkan proses aerobik. Proses ini tidak hanya mengurangi *Biochemical Oxygen Demand* (BOD) dan *Chemical Oxygen Demand* (COD), tetapi juga memungkinkan pemanfaatan biogas yang dihasilkan sebagai sumber energi terbarukan. Pengolahan anaerobik (*anaerobic digestion*) memiliki keunggulan berupa efisiensi energi, karena tidak memerlukan aerasi yang boros energi seperti pada proses aerobik. Selain itu, sistem ini dapat dioperasikan secara kontinu dan menghasilkan lumpur yang lebih sedikit dibandingkan proses pengolahan aerobik. Meskipun demikian, proses anaerobik memerlukan pengelolaan suhu yang tepat dan waktu tinggal yang lebih

lama untuk memaksimalkan degradasi bahan organik dan produksi biogas, serta kontrol terhadap akumulasi asam organik yang dapat menghambat proses fermentasi. Beberapa teknologi dengan proses anaerobik yang bisa diterapkan untuk pengolahan limbah tahu, seperti *Fixed Bed Reactor* (FBR), *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), dan *Sequencing Batch Reactor* (SBR).

Fixed Bed Reactor (FBR)

Anaerobic Fixed-Bed Reactor (AFBR), mikroorganisme anaerob menguraikan bahan organik tanpa oksigen melalui tahapan hidrolisis, asidogenesis, dan metanogenesis, menghasilkan biogas yang sebagian besar terdiri dari metana. Media tetap di dalam reaktor menyediakan area permukaan luas bagi biofilm untuk tumbuh seperti bambu, sehingga meningkatkan efisiensi penguraian bahan organik dalam limbah tahu (Nilawati *et al.*, 2021). Proses ini mampu secara signifikan menurunkan 93% BOD dan 93% COD. Keuntungan lain dari AFBR adalah produksi biogas, terutama metana, yang dapat dimanfaatkan sebagai sumber energi alternatif, memberikan nilai tambah bagi industri tahu (Sintawardani *et al.*, 2022). Gambar 4 memperlihatkan aplikasi FBR menggunakan potongan bambu sebagai media pada digester anaerobik.



Gambar 4. Reaktor *multistage* anaerobik digester limbah tahu di Dusun Giriharja, Kabupaten Sumedang, Jawa Barat.

Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

UASB memiliki desain yang sederhana, mudah dibuat, biaya operasi yang rendah, efisiensi penyisihan yang tinggi, stabil, suhu dan penggunaan energi yang rendah (Kiani *et al.*, 2022). UASB merupakan lapisan padat dari lumpur yang telah terflokulasi dan diletakkan pada reaktor yang mengizinkan pergerakan ke atas air limbah melalui lapisan selimutnya. UASB sangat bergantung pada lumpurnya untuk pengolahan air limbah. Pada sistem UASB, air limbah tahu dialirkan dari bawah ke atas melalui lapisan lumpur yang mengandung mikroorganisme anaerobik. Mikroorganisme ini memecah bahan organik dalam air limbah menjadi biogas (terutama metana) dan air. Proses ini terjadi tanpa memerlukan oksigen, sehingga mengurangi kebutuhan energi dibandingkan dengan teknologi aerobik. UASB sangat efektif dalam mengurangi COD dan menghasilkan biogas yang dapat dimanfaatkan sebagai energi (Rahayu *et al.*, 1996). Selain itu, sistem ini memiliki keuntungan karena lumpur aktif yang terbentuk dapat dipertahankan dalam reaktor untuk waktu yang lama, meningkatkan stabilitas proses. Namun, UASB membutuhkan pemeliharaan untuk mencegah tersumbatnya sistem dan pengelolaan biogas dengan baik untuk menghindari pembentukan gas hidrogen sulfida (H_2S) yang beracun.

Sequencing Batch Reactor (SBR)

SBR merupakan metode yang efektif untuk pengolahan air limbah tahu yang bekerja secara *batch* dalam beberapa tahapan yaitu pengisian, reaksi, pengendapan, dan pengeluaran efluen. SBR menggabungkan proses aerasi dan pengendapan dalam satu reaktor, memungkinkan pengolahan bahan organik yang tinggi seperti dalam air limbah tahu dengan efisiensi tinggi dalam penyisihan BOD dan COD. Teknologi ini fleksibel dan cocok untuk limbah dengan fluktuasi volume dan konsentrasi, serta hemat ruang. Namun, SBR membutuhkan pengendalian proses yang tepat dan pemeliharaan rutin (Sakinah *et al.*, 2019).

Pengukuran langsung di lapangan di unit pengolah limbah anaerobik Giriharja, Sumedang (Gambar 4) menunjukkan konsentrasi N (NH_4^+) dan P keluarannya sebesar 77 mg-N/L dan 40 mg-P/L yang masih jauh di atas nilai ambang batas limbah terolah yang aman untuk dibuang ke sungai. Oleh karena itu, diperlukan pengolahan lanjutan untuk mencegah eutrofikasi jika dibuang ke lingkungan. Beberapa metode pengolahan lanjutan yang dapat

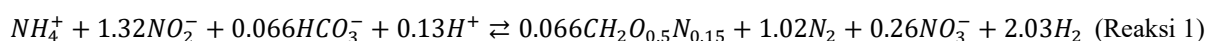
digunakan, antara lain pengolahan biogas dengan proses nitrifikasi-denitrifikasi; peroses anammox, pengendapan *struvite* untuk *recovery* fosfor; *constructed wetlands*; dan koagulasi-flokulasi.

Pengolahan Biologis dengan Proses Nitrifikasi-Denitrifikasi

Pada tahap nitrifikasi, bakteri nitrifikasi mengubah amonia (NH_3) menjadi nitrat (NO_3^-) dalam kondisi aerobik. Selanjutnya, pada tahap denitrifikasi, bakteri denitrifikasi mengubah nitrat menjadi gas nitrogen (N_2) dalam kondisi anaerobik menggunakan bahan organik yang masih terdapat pada efluen sebagai penerima elektron, yang kemudian dilepaskan ke atmosfer (Thakur and Medhi, 2019). Proses ini membutuhkan energi yang besar untuk memenuhi kebutuhan oksigen serta menghasilkan produk sampingan yaitu gas nitrogen oksida (N_2O) yang merupakan gas rumah kaca dengan potensi pemanasan global (*Global Warming Potential*/GWP) 298 kali lebih besar daripada karbon dioksida (IPCC, 2023). Proses ini hanya bisa menghilangkan N dan tidak dapat menghilangkan P.

Proses Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation)

Anammox adalah proses yang lebih efisien untuk menghilangkan nitrogen, di mana bakteri Anammox mengoksidasi amonia (NH_4^+) menggunakan nitrit (NO_2^-) sebagai penerima elektron menjadi gas nitrogen (N_2) tanpa perlu oksigen (kondisi anaerobik) atau karbon organik tambahan (Kuenen, 2008) sebagaimana dinyatakan dalam Reaksi 1.



Teknologi anammox cocok untuk air limbah yang memiliki konsentrasi amonia tinggi, seperti efluen dari anaerobik digester limbah tahu. Akan tetapi, proses anammox akan mengalami gangguan jika rasio COD/ NO_2^- -N > 2 (Zulkarnaini *et al.*, 2021). Limbah tahu juga mengandung fosfor selain nitrogen, hal ini menjadi kekurangan proses anammox karena hanya menyisihkan nitrogen (amonium dan nitrit) dan tidak dapat menyisihkan fosfor sehingga konsentrasi fosfor yang tinggi perlu proses lanjutan.

Pengendapan Struvite untuk Recovery Fosfor

Fosfor dalam efluen dapat dihilangkan melalui pengendapan kimia menjadi *struvite* (magnesium ammonium phosphate). Penambahan magnesium (Mg^{2+}) ke dalam efluen dapat menyebabkan terbentuknya *struvite*, yang dapat dipisahkan dan digunakan sebagai pupuk. Proses ini efektif menghilangkan P dan N dari air limbah. Efisiensi penghilangan nitrogen dan fosfor untuk teknologi ini sekitar 75 – 95% dan 85 – 99% (Rizzioli *et al.*, 2023) sehingga proses pengendapan *struvite* menjadi salah satu metode yang efektif untuk menyisihkan nutrisi dari efluen anaerobik digester air limbah tahu.

Constructed Wetlands

Wetlands (lahan basah) buatan dapat digunakan untuk menyerap nutrisi dari air limbah. Tanaman dan mikroorganisme dalam sistem ini menyerap nutrisi sebagai sumber makanan, sehingga membantu mengurangi konsentrasi nutrisi dalam efluen sebelum dibuang ke lingkungan. Sistem ini sudah digunakan pada skala besar di Putra Jaya, Malaysia dengan penyerapan (*uptake*) nutrisi 17,4 – 42,1% TN dan 26,1 – 28,9% P, tergantung jenis tanaman yang digunakan (Sim *et al.*, 2008).

Koagulasi-Flokulasi

Penghilangan fosfor dapat dilakukan dengan menambahkan koagulan seperti besi klorida (FeCl_3) atau aluminium sulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), sehingga fosfor mengendap sebagai partikel padat yang kemudian dihilangkan melalui sedimentasi atau filtrasi. Wang *et al.* (2014) menggunakan polialuminium klorida untuk mengolah air limbah kota dengan efisiensi penghilangan fosfor total sebesar 80%. Swami *et al.* (2019) melaporkan penggunaan aluminium sulfat untuk menghilangkan fosfat dari air limbah, dengan efisiensi penghilangan mencapai 90%. Selain itu, koagulan alami juga digunakan untuk menghilangkan fosfor pada air limbah dengan efisiensi hingga 99,6% (Owodunni *et al.*, 2023).

METODE RECOVERY NUTRIEN

Efluen digester anaerobik air limbah tahu merupakan sumber nutrisi potensial yang sebagian besar berasal dari degradasi bahan organik yang tinggi pada air limbah tahu. Beberapa penelitian telah dilakukan untuk *recovery* nutrisi dari urin berupa magnesium amonium fosfat heksahidrat yang disebut *struvite* ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) menggunakan proses pengendapan (presipitasi), metode elektrokimia, metode pertukaran ion (*ion exchange*), biomineralisasi mikrob. *Struvite* bermanfaat sebagai pupuk karena mengandung makronutrien (nitrogen dan fosfor) serta magnesium yang tergabung dalam proses pengendapan. *Recovery* nutrisi sebagai *struvite* dari efluen atau supernatan digester anaerobik pengolahan lumpur hasil pengolahan limbah (terutama dari

air limbah domestik dan air limbah kota) telah dilakukan hingga skala komersial, sedangkan informasi yang tersedia mengenai recovery dari efluen digester anaerobik air limbah tahu masih terbatas.

Teknologi Recovery Struvite

Struvite adalah mineral heksahidrat Magnesium (Mg^{2+}) Amonium (NH_4^+) Fosfat (PO_4^{3-}) (MAP) ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), yang terdiri dari konsentrasi ekuimolar Mg^{2+} , NH_4^+ dan PO_4^{3-} . *Struvite* adalah pupuk ramah lingkungan, yang mengurangi polusi tanah dan air permukaan dengan melepaskan nutrisi dengan laju yang lebih lambat daripada pupuk konvensional, sehingga memungkinkan asimilasi nutrisi yang lebih besar oleh tanaman pertanian. Selain itu, pupuk *struvite* telah sukses digunakan untuk proses pemupukan tanaman kedelai. Sehingga jika digunakan dalam pengolahan limbah pabrik tahu, maka akan memenuhi konsep ekonomi sirkular dengan penerapan *ammonia-looping* (Omidire and Brye, 2022). Pembentukan *struvite* membutuhkan media yang kaya dengan amonium (NH_4^+) dan fosfat (PO_4^{3-}) terlarut, seperti *digestate* (residu kaya nutrisi yang dihasilkan sebagai produk sampingan dari proses digester anaerobik), dan diinduksi dengan penambahan Mg^{2+} (sebagai $MgO/MgCl_2$) dan NaOH untuk meningkatkan pH hingga 8,3–10 (Barampouti *et al.*, 2020). Kristal *struvite* mengendap dan dikumpulkan untuk digunakan pada pemupukan. Proses ini memiliki kapasitas penyisihan P yang tinggi, dengan efisiensi penyisihan hingga 80–90%, tetapi kurang dalam penyisihan NH_4^+-N , yaitu hanya 10–40% (Campos *et al.*, 2019). Kristal yang diperoleh memiliki dimensi berkisar antara 0,5 dan 5 mm. Proses ini membutuhkan sejumlah besar bahan kimia, terutama alkali untuk meningkatkan pH, terlebih lagi dengan adanya ion penyangga pada air limbah, seperti $H_2CO_3/HCO_3^-/CO_3^{2-}$ dan NH_3/NH_4^+ . Keberadaan Mg terkadang berada di bawah batas stoikiometri yang dibutuhkan untuk pembentukan *struvite* sehingga harus ditambahkan dengan MgO. Presipitasi *struvite* telah diaplikasikan di lebih dari 40 instalasi pengolahan di seluruh dunia, namun, proses ini memerlukan konsentrasi P minimum 100 mg-P/L, oleh karena itu proses ini sering diaplikasikan untuk air limbah dan *digestate* lumpur kota, dan hanya sedikit yang dikembangkan untuk *digestate* pertanian, karena kandungan P yang rendah (Fangueiro *et al.*, 2017).

Amonium bukan satu-satunya ion yang dapat bereaksi dengan kation bivalen dan fosfat untuk membentuk *struvite* atau garam sejenis. Ion K^+ juga dapat terlibat dalam reaksi tersebut menggantikan ion NH_4^+ dalam presipitasi pembentukan magnesium kalium fosfat heksahidrat ($KMgPO_4 \cdot 6H_2O$), analog isomorfik (struktur kristal sama tapi komponen tertentu berbeda) *struvite*. Presipitasi ini dapat me-recovery K dan P. Namun, presipitasi hanya dapat terjadi ketika konsentrasi ion K^+ dalam jumlah berlebih. Penghilangan ion amonium dapat dilakukan melalui proses *stripping* amonia sebelum proses presipitasi. Presipitasi K-*struvite* memungkinkan recovery 72% P dan 73% K, dengan 99% N dihilangkan terlebih dahulu pada proses *stripping* (Wu and Vaneckhaute, 2022). P juga dapat diendapkan sebagai kalsium fosfat, dalam bentuk hidroksiapatit ($Ca_5(PO_4)_3OH$) atau *brushite* ($CaHPO_4 \cdot 2H_2O$), dengan penambahan kalsium hidroksida ($Ca(OH)_2$) ketika pH dan suhu masing-masing berada di atas 10 dan 70 °C. Presipitasi kalsium fosfat memiliki efisiensi penghilangan P sebesar 50–60% (Fangueiro *et al.*, 2017).

Teknik presipitasi *struvite* dilakukan dengan mencampurkan air limbah dengan sumber magnesium (Mg) eksternal dalam sistem yang diaduk secara mekanis. Kondisi basa ($pH > 7$) sangat menentukan dalam presipitasi *struvite* yang dapat diatur dengan penambahan NaOH, MgO, NH_3 , KOH dan metode stripping karbon dioksida (CO_2). Meskipun demikian, penggunaan KOH dan MgO dapat mengurangi kelarutan, sedangkan metode *stripping* CO_2 memerlukan energi yang lebih tinggi untuk aerasi dan dapat menyebabkan menguapnya amonia dari air limbah selama aerasi. Umumnya $MgSO_4$, $MgCl_2$ dan MgO digunakan sebagai sumber magnesium yang ditambahkan ke dalam air limbah, akan tetapi tidak efisien secara ekonomi karena membutuhkan biaya untuk pengadaannya. Oleh karena itu, diperlukan sumber magnesium alternatif untuk recovery *struvite* seperti penggunaan air laut, abu pembakaran kayu, *bittern* (cairan sisa pembuatan garam), dan magnesit ($MgCO_3$) yang tersedia di lingkungan dengan biaya rendah (Kataki *et al.*, 2016a). Tabel 1 menunjukkan efisiensi recovery *struvite* dari berbagai sumber magnesium. Souza *et al.* (2008) meningkatkan penyisihan PO_4-P (>95%) dan bekerja dengan lancar tanpa fluktuasi musiman dengan penambahan 30% $MgCl_2$ selama 3,5 tahun operasi reaktor. Selain itu, Kataki *et al.* (2016b) menggunakan air laut sebagai sumber magnesium yang murah dan andal (1.290 mg/L) untuk recovery *struvite* dari air limbah domestik dan mencapai efisiensi penghilangan fosfat sebesar 64% pada pH 8,0 – 8,5. Kelebihan konsentrasi NH_4^+-N terhadap rasio molar NH_4^+/PO_4^{3-} 4,0 terbukti sangat bermanfaat bagi reaksi kristalisasi *struvite* dan mencegah terbentuknya endapan amorf dan magnesium fosfat dehidrat.

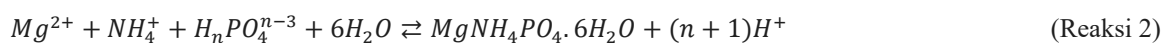
Tabel 1. Kinerja *recovery* nutrisi melalui presipitasi *struvite* dari efluen digester anaerobik (Muhmood *et al.*, 2019).

Jenis Air Limbah	Skala	Recovery P (%)	Recovery N (%)	pH
Anaerobic digestate	Laboratorium	96	—	9,0
Calf manure digestate	Laboratorium	—	> 90	9,0
Anaerobic digestate	Laboratorium	> 90	—	8,5

Metode Elektrokimia

Sel elektrokimia dengan anoda yang terbuat dari bahan inert seperti grafit, cakram platina karbon, dan katoda yang terbuat dari katalis platina-karbon, nikel, atau pelat baja digunakan untuk menginduksi presipitasi *struvite*. *Struvite* diendapkan pada katoda yang terdiri dari ion Mg^{2+} , NH_4^+ dan PO_4^{3-} yang berasal dari larutan. Kelebihan dari teknik ini adalah tidak diperlukan penambahan bahan kimia untuk penyesuaian pH karena ion hidrogen (H^+) dihasilkan secara bersamaan selama reduksi elektrolitik air (H_2O) di katoda. Keuntungan lain dari metode ini adalah bahwa logam berat yang tidak diinginkan yang terkandung dalam matriks lumpur dipertahankan dalam bentuk yang tidak dapat bergerak dan Mg sendiri bertindak sebagai anoda, tetapi membutuhkan konsentrasi Mg yang tinggi. Di lain pihak, kerusakan logam (seperti katode dan platinum) akibat akumulasi *struvite* pada permukaannya dan pembentukan biofilm mikroba yang menyebabkan penyumbatan situs aktif dan menghambat perpindahan massa yang menjadi keterbatasan teknik ini. Keterbatasan tersebut menyebabkan presipitasi *struvite* yang tidak optimal dan memerlukan proses penggosokan dan pembersihan pada katoda. Selain itu, presipitasi elektrokimia *struvite* memerlukan energi untuk proses reduksi H_2O sehingga meningkatkan biaya operasional. Penelitian yang dilakukan oleh Wang *et al.* (2010) untuk menyelidiki kualitas *struvite* yang diperoleh melalui deposisi elektrokimia menghasilkan produksi *struvite* dengan kemurnian tinggi (97%) dengan efisiensi *recovery* fosfor 96%.

Pada prinsipnya, pembentukan *struvite* dicirikan dengan keberadaan Mg^{2+} , NH_4^+ dan $H_nPO_4^{3-n}$ dalam endapan, seperti yang dinyatakan dalam Reaksi 2. pH merupakan faktor kunci yang mengendalikan pembentukan *struvite*.



Ketika sistem berjalan, pembentukan OH^- meningkatkan pH (hingga 7,5) di dekat katoda, seperti yang diilustrasikan oleh Reaksi 3 dan 4 (Wang *et al.*, 2010).

Metode Pertukaran Ion (Ion Exchange)

Dalam metode ini, air limbah dipertukarkan secara selektif dalam resin penukar ion. Ketika Mg^{2+} eksternal sebagai sumber alternatif ditambahkan, *struvite* diendapkan pada pH yang terkontrol. Proses pertukaran ion dipengaruhi oleh konsentrasi limbah dan pemilihan resin penukar ion (terdiri dari gugus fungsi resin dan matriks penukar ion). Ketersediaan penukar anion khusus untuk penyerapan fosfat dan kandungan padatan tersuspensi yang tinggi dari limbah yang dapat menyebabkan kolom pertukaran menjadi kotor merupakan keterbatasan teknik ini. Liberti *et al.* (1986) telah menggunakan kolom pertukaran ion menggunakan NaCl sebagai larutan regenerasi. Dalam penelitian ini, NH_4^+ dipertukarkan dengan ion Na^+ dalam penukar kationik berbasis zeolit, sedangkan ion PO_4^{3-} dipertukarkan dengan ion Cl^- dalam penukar anionik berbasis sulfonat atau karboksilat. Presipitasi *struvite* dihasilkan ketika $MgCl_2$ eksternal (dengan rasio stoikiometri yang sama $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$) ditambahkan dan dibiarkan bereaksi dengan hasil regenerasi dari penukar ion.

Metode Biomineralisasi Mikrob

Biomineralisasi adalah pengendapan mineral oleh mikroba untuk memperkuat jaringan yang berkontribusi terhadap produksi *struvite*. Strain bakteri seperti *S. aureus*, *M. xanthus* dalam media yang mengandung Mg^{2+} dan PO_4^{3-} dapat mengendapkan *struvite*. Dalam metode ini, amonia yang dibutuhkan untuk pengendapan diproduksi dari metabolisme senyawa nitrogen yang terdapat dalam larutan pengendapan. Pengendapan *struvite* dapat diinduksi tidak hanya oleh sel mikroba hidup, tetapi juga oleh sel yang rusak, sel mati, dan struktur bakteri yang terisolasi dengan bertindak sebagai substrat dalam nukleasi heterogen untuk kristalisasi (Kataki and Baruah, 2018). Misalnya, matriks organik sel bakteri yang rusak kaya akan multimolekul kompleks (fosfolipid bermuatan negatif,

proteolipid, proteoglikan, dan glikoprotein) yang akan menarik Mg (ion positif) yang mengakibatkan presipitasi *struvite*. Efektivitas presipitasi *struvite* melalui biomineralisasi mikroba bergantung pada fase pertumbuhan, dimana media kultur dengan fosfor total, nitrogen total, dan pH merupakan faktor utama yang memengaruhi jumlah *struvite* yang dihasilkan dari proses tersebut. Metabolisme mikroba terhadap senyawa nitrogen yang ada dalam larutan akan menghasilkan NH_4^+ dari proses metabolisme nitrogen, yang diperlukan untuk presipitasi *struvite* dengan meningkatkan pH.

Pada prinsipnya, penyisihan P dapat dilakukan dengan cara mengubah P terlarut menjadi bentuk tidak terlarut melalui presipitasi kimia atau kristalisasi, dan/atau dengan mengubah senyawa terlarut menjadi bentuk padat seperti adsorben atau resin *ion exchange*. Presipitasi kimia fosfat dapat dilakukan dengan menambahkan ion logam divalen atau trivalen (contoh: Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} atau Ca^{2+}) ke dalam air limbah, yang kemudian mengubah fosfat terlarut menjadi endapan logam fosfat tidak terlarut. Endapan kemudian disisihkan dengan cara pemisahan padatan seperti sedimentasi, flotasi atau filtrasi yang biasa digunakan pada pengolahan air limbah (Gong and Zhao, 2013). Perbandingan beberapa metode *recovery* nutrisi dijelaskan pada Tabel 2.

Tabel 2. Perbandingan metode *recovery* nutrisi dari air limbah.

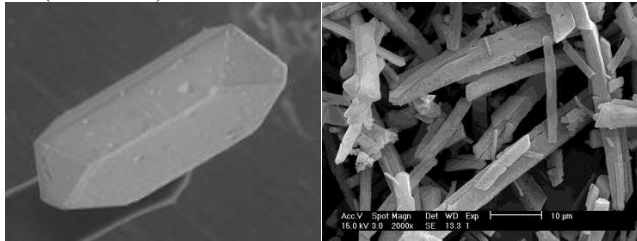
Metode	Air Limbah	Konsentrasi Nitrogen	Penyisihan Nitrogen	Produk Recovery	Kelebihan	Kekurangan	Referensi
<i>Amonia Stripping</i>	Pencernaan anaerob kotoran sapi	492 mg/L TN	90%	Larutan aluminium sulfat	- Penghilangan dan pemulihan nitrogen yang tinggi - Proses yang mudah	- Membutuhkan energi eksternal cukup tinggi	(Jiang et al., 2013)
Membran gas permeable	Efluen limbah peternakan babi yang telah dicerna	1.465–2.097 mg/L amonia-N	95–97%	Larutan aluminium sulfat	- Alat lebih kompak dan dapat diterapkan secara luas	- Biaya investasi mahal - Biaya energi mahal	(Dube et al., 2016)
Fermentasi sludge	Air limbah domestik	6,73 mg/L amonia-N	63–83,2%	<i>Struvite</i> MAP	- Menghilangkan nitrogen dan BOD secara efisien	- Reaksi lambat - Produksi lumpur dan foam dalam jumlah besar	(Tong and Chen, 2009)
Elektrokimia dan <i>stripping</i>	Urine publik	5.490 mg/L amonia-N	87,1%	Larutan amonium sulfat	- Reaksi cepat dan efisiensi tinggi - Kontrol lebih mudah	- Biaya investasi mahal - Terbentuknya banyak sludge	(Christians et al., 2017)
Pembentukan <i>struvite</i>	Limbah pertanian	378 mg/L TN	90%	<i>Struvite</i>	- Efisiensi tinggi - Operasional mudah - Produk samping mudah didaur menjadi pupuk	- Terbentuknya lumpur dalam jumlah besar - Membutuhkan bahan kimia tambahan	(Huang et al., 2015)

REAKSI PRESIPITASI *STRUVITE*

Kristal *Struvite*

Struvite merupakan salah satu bentuk dari ortofosfat yang mengandung amonium, magnesium dan fosfat. Struktur kimia *struvite* yaitu $\text{AMPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ di mana A merupakan potasium (K) atau amonium (NH_4^+) dan M merupakan kobalt (Co), magnesium (Mg) atau nikel (Ni). *Struvite* yang paling banyak ditemukan di air laut yaitu magnesium amonium fosfat heksahidrat ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Trang et al., 2018). Karakteristik kristal *struvite* dijelaskan secara lengkap pada Tabel 3.

Tabel 3. Karakteristik kristal *struvite* (Le Core *et al.*, 2009).

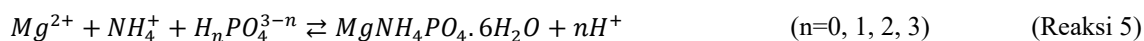
Sifat Dasar	Garam Mineral
Nama Kimia	Magnesium amonium fosfat heksahidrat
Formula	$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$
Aspek	Kristal putih berpijar Ortorombik (Gambar 5)
Struktur	
Berat Molekul	
Specific Gravity (SG)	245,43 g/mol 1,711 ($\rho=1,711 \text{ g/cm}^3$) Rendah di air: 0,018 g/100 ml pada 25 °C di air
Kelarutan	Tinggi di asam: 0,0033 g/100 ml pada 25 °C di 0,001 N HCL Tinggi di asam: 0,178 g/100 ml pada 25 °C di 0,01 N HCL
Konstanta Kelarutan	$10^{-13,26}$

Gambar 5. Struktur ortorombik.

Kristal *struvite* dapat terbentuk secara spontan pada berbagai media biologis. Misalnya pada zat organik yang membusuk seperti kotoran burung dan sapi, di mana kristal tersebut terbentuk dari kombinasi mikrobiologis ion NH_4^+ dari metabolisme bakteri dengan Mg dan P yang sudah ada di media. Dalam ruang lingkup medis, kristal ini dapat ditemukan dalam bentuk batu ginjal, dan pada tanah sebagai cara untuk mengikat nitrogen pada kompos (Le Corre *et al.*, 2009).

Pada tahun 1937, *struvite* dianggap sebagai masalah kerak air pada pengolahan air limbah. Kristal MAP akan menumpuk pada pipa yang mengangkut larutan supernatan dengan tingkat kemurnian mencapai 96%. Masalah ini dianggap dapat diselesaikan pertama kali pada tahun 1963 di pengolahan air limbah Hyperion, Los Angeles dengan melakukan pengolahan menggunakan asam. Namun masalah ini kembali muncul beberapa tahun kemudian yang mengakibatkan berkurangnya diameter pipa pada pengolahan air limbah. Sebagian besar peneliti pada masa ini menganggap *struvite* sebagai masalah untuk diatasi dan bukan sebagai produk yang dapat digunakan secara ekonomis (Le Corre *et al.*, 2009).

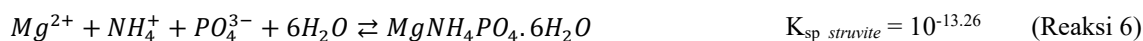
Struvite terbentuk dari dua mekanisme utama yaitu nukleasi dan pertumbuhan kristal. Pertama, ion penting seperti Mg^{2+} , NH_4^+ dan PO_4^{3-} yang terdapat dalam bentuk terlarut di air limbah mengikat satu sama lain untuk membentuk inti *struvite* pada larutan jenuh. Selanjutnya, setelah inti *struvite* terbentuk, inti tersebut kemudian akan terus berkembang hingga larutan mencapai titik seimbang di mana *struvite* sudah selesai terbentuk. [Reaksi 5](#) merupakan reaksi presipitasi *struvite* di air limbah dengan rasio molar Mg:P:N yaitu 1:1:1 (Trang *et al.*, 2018).



Selama proses pembentukan *struvite*, komponen yang sebelumnya terlarut berubah menjadi bentuk partikulat, dan dengan SG sebesar 1,7 mg/L, *struvite* dapat dengan mudah terpisah dari cairan dengan proses pengendapan atau proses lainnya. Penelitian sebelumnya menunjukkan bahwa kristal *struvite* yang terbentuk dari air limbah berbentuk peti dan transparan. *Struvite* dapat digunakan sebagai pupuk kimia karena konsentrasi nutriennya yang tinggi berdasarkan teori yaitu 5,7% nitrogen dan 12,6% fosfor berdasarkan beratnya. Selain itu, jika dibandingkan dengan kristal lainnya, *struvite* menunjukkan keuntungan lainnya seperti nutriennya yang dilepaskan secara perlahan jika dibandingkan dengan pupuk lainnya. Ketidakmurnian *struvite* yang di-recovery lebih rendah dibandingkan dengan pupuk fosfat komersil (Trang *et al.*, 2018).

Pembentukan *Struvite*

Struvite adalah senyawa kristal, yang terbentuk dengan konsentrasi molar magnesium, amonium, dan fosfat yang sama dan enam molekul air ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), seperti yang digambarkan dalam [Reaksi 6](#).



Struvite memiliki berat molekul 245,43 g/mol dengan kelarutan yang rendah dalam air, dengan konstanta hasil kali kelarutan sebesar $10^{-13.26}$. Sebaliknya, *struvite* mudah larut dalam kondisi asam: 0,033 g/100 mL dalam 0,001 M HCl dan 0,178 g/100 mL dalam 0,01 M HCl pada suhu 25 °C. *Struvite* murni umumnya berbentuk bubuk halus berwarna putih atau transparan, tetapi morfologi partikel *struvite* berbeda tergantung pada kondisi pembentukannya dan berbagai bentuk seperti menyerupai jarum, berbentuk kubus, dan bentuk tidak beraturan. Panjang partikel *struvite* bervariasi dari 15-3,5 mm. Konsentrasi fosfat dalam influen (aliran masuk) dan waktu retensi (*Hydraulic Retention Time/HRT*) partikel dalam reaktor memiliki pengaruh signifikan terhadap ukuran partikel *struvite* yang dihasilkan. Sebagai contoh, dengan konsentrasi fosfat di atas 200 ppm, kristal *struvite* terbentuk dengan kecepatan 0,173 mm/hari, tetapi laju pertumbuhan berkurang menjadi 0,061 mm/hari dengan konsentrasi fosfat yang lebih rendah dalam influen (sekitar 34 mg/L) (Shih and Yan, 2016). *Struvite* dapat digambarkan sebagai mineral lunak karena berat jenisnya yang rendah (1,7 g/cm³) dan strukturnya yang ortorombik. Ukuran kristal *struvite* dapat bervariasi dari 15 µm hingga 3,5 mm panjangnya tergantung pada kondisi produksi. Komposisi kimia *struvite* mengandung 12,7; 5,7; dan 9,8% P, N dan Mg (Ueno and Fujii, 2001).

Proses pengendapan *struvite* diawali dengan hidrolisis dan spesiasi masing-masing komponen penyusunnya (Mg^{2+} , NH_4^+ , and PO_4^{3-}) di dalam air. Sementara itu, dari Reaksi 6 dapat diturunkan menjadi Persamaan 6 (Stumm and Morgan, 1996):

$$\{PO_4^{3-}\}_T \{NH_4^+\}_T \{Mg^{2+}\}_T = \frac{K_{sp_struvite}}{\alpha_{PO_4} \alpha_{NH_4} \alpha_{Mg}} \quad (6)$$

Di mana α_i menunjukkan derajat disosiasi terhadap zat 'i', sedangkan $\{i\}_T$ merepresentasikan aktivitas kimia zat i total yang didapatkan dari perhitungan $[i]_T \times \gamma_i$ ($[i]_T$ = total konsentrasi zat 'i' yang terbaca pada alat analisa, dan γ_i = koefisien aktivitas kimia). Proses pengendapan akan terjadi ketika actual $\{PO_4^{3-}\}_T \{NH_4^+\}_T \{Mg^{2+}\}_T$ memiliki nilai yang lebih tinggi dari kondisi ekuilibriumnya. Pada kondisi alaminya, adanya magnesium dan fosfat akan membentuk spesies magnesium fosfat seperti $Mg_3(PO_4)_2$ (Reaksi 8) dan $MgHPO_4$ (Reaksi 7) atau membentuk padatan hidroksida ($Mg(OH)_2$) (Reaksi 9) yang dapat menjadi pengotor alami dari pembentukan *struvite*.



Perkembangan kristal *struvite* terjadi dalam dua fase: bakal kristal atau nukleasi, dan pertumbuhan kristal. Faktor-faktor seperti keadaan awal senyawa kristal, kesetimbangan termodinamika cair-padat, perpindahan massa antara fase cair dan padat, dan kinetika reaksi menentukan proses pembentukan *struvite*. Nukleasi dimulai dengan pembentukan embrio kristal dari kombinasi ion dalam larutan. Bergantung pada tingkat supersaturasi, salah satu dari beberapa mekanisme (nukleasi primer homogen, nukleasi primer heterogen, nukleasi sekunder permukaan) dapat memungkinkan *struvite* untuk membentuk inti. Derajat saturasi dapat direpresentasikan sebagai indeks supersaturasi (SI, *Supersaturation Index*) yang dimodelkan dengan Persamaan 7.

$$SI = \ln \left(\frac{C_i}{C_i^*} \right) \quad (7)$$

Di mana C_i menunjukkan konsentrasi actual dari zat 'i' dan C_i^* menunjukkan konsentrasi zat 'i' pada kondisi ekuilibrium.

Nukleasi primer homogen memerlukan derajat supersaturasi tertinggi karena kemunculan inti terjadi dalam larutan supersaturasi. Nukleasi primer heterogen memerlukan derajat supersaturasi yang lebih rendah, dan nukleasi terjadi pada permukaan, seperti partikel debu atau bagian dari kristalisator. Nukleasi sekunder permukaan (nukleasi sejati) memerlukan partikel tersuspensi dari spesies yang sama dengan padatan yang dikristalkan. Inti permukaan yang baru kemudian dilepaskan baik oleh guncangan partikel atau gaya geser fluida.

Setelah nukleasi, konsentrasi dalam larutan menurun, supersaturasi menurun sehingga kondisi larutan mencapai kondisi *heterogeneous nucleation* dan *metastable zone* sehingga pertumbuhan kristal *struvite* dimulai, dan embrio kristal tumbuh menjadi kristal yang terlihat oleh mata. Perpindahan massa dan metode pemindahan

permukaan atau agitasi mengendalikan laju pertumbuhan kristal *struvite*. Pengangkutan zat terlarut dari larutan ke permukaan kristal melalui difusi, konveksi, atau kombinasi keduanya disebut sebagai perpindahan massa, sedangkan penggabungan bahan ke dalam kisi kristal melalui mekanisme integrasi permukaan disebut pemindahan permukaan atau agitasi. Berbagai parameter fisiologis seperti pH larutan, supersaturasi, pengadukan, dan konsentrasi ion asing memengaruhi mekanisme ini (Muhmood *et al.*, 2019).

Presipitasi kimia dapat dilakukan pada berbagai tingkat pengolahan air limbah (primer, sekunder dan tersier) atau pada banyak titik dalam pengolahan air limbah. Berdasarkan lokasi di mana garam logam ditambahkan, presipitasi dapat disebut primer, sekunder dan tersier. Dalam pengolahan air limbah terkini, penyisihan P dilakukan pada tahap tersier. Meskipun kualitas efluen yang lebih baik dapat dicapai, cara ini membutuhkan fasilitas pengadukan tambahan dan dapat meningkatkan biaya yang dikeluarkan untuk zat kimia dan pembentukan lumpur dari proses tersier (Gong and Zhao, 2014). Pembentukan kristal merupakan proses kompleks yang menghasilkan padatan. Proses kimia ini dapat dibedakan menjadi dua bagian, yaitu pembentukan inti dan pertumbuhan kristal (Le Corre *et al.*, 2009).

Pembentukan inti *struvite* berlangsung dalam larutan di mana ion bergabung untuk membentuk embrio. Terdapat dua jenis pembentukan inti, yaitu proses primer dan sekunder. Proses primer merupakan proses homogen menyebabkan pembentukan kristal secara spontan pada larutan yang sangat murni atau jenuh, sedangkan pada proses heterogen, pembentukan kristal terjadi akibat adanya partikel asing atau ketidakhomogenan yang berfungsi sebagai substrat. Akibat tingginya ketidakhomogenan pada air limbah, pembentukan kristal *struvite* kemungkinan terjadi pada proses heterogen. Proses sekunder merupakan kristal mikro terbentuk akibat interaksi kristal makro dari jenis yang sama. Waktu induksi merupakan waktu antara pencampuran larutan yang mengandung endapan dan induksi pertama yang dapat diukur. Waktu induksi dapat berdasarkan titik jenuh, suhu dan keberadaan ketidakhomogenan dalam larutan. Waktu induksi dapat diukur berdasarkan kilau cahaya, tingkat absorpsi atau pengukuran pH.

Pertumbuhan Kristal dimana ukuran kristal akan bertambah hingga kristal berada dalam bentuk yang dapat dideteksi. Tingkat pertumbuhan bergantung pada proses perpindahan massa. Proses perpindahan massa berhubungan dengan pengangkutan zat terlarut dari larutan ke permukaan kristal melalui proses difusi, konveksi atau keduanya. Proses reaksi permukaan berhubungan dengan penggabungan material ke dalam kristal melalui mekanisme integrasi permukaan.

Proses pembentukan inti tampak lebih penting dalam pembentukan kristal *struvite*. Namun, mekanisme yang terdapat pada pertumbuhan kristal tentu saja tidak bisa diabaikan. Mekanisme ini bertanggung jawab terhadap ukuran akhir dan struktur kristal yang merupakan parameter penting dalam proses *struvite* (Le Corre *et al.*, 2009).

Bahan Kimia yang dapat Ditambahkan untuk Pembentukan *Struvite*

Rasio molar sangat penting dalam memproduksi *struvite* dan tergantung dari komposisi nitrogen dan fosfor yang terkandung pada air limbah untuk recovery *struvite*. Sehingga diperlukan penambahan bahan kimia untuk menyeimbangkan rasio dan pengaturan pH. Umumnya air limbah mengandung konsentrasi nitrogen lebih tinggi dan sangat sedikit fosfor seperti air limbah tahu, sedangkan efluen dari digester anaerobik mengandung konsentrasi yang tinggi untuk keduanya. Untuk meningkatkan laju *recovery*, senyawa tertentu ditambahkan untuk memastikan keberlangsungan reaksi. Beberapa bahan kimia yang umum ditambahkan yaitu (Nagarajan *et al.*, 2023) MgSO_4 , MgCl_2 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, MgO dan sumber magnesium lainnya yang berbiaya rendah seperti *bittern*; H_3PO_4 , Na_3PO_4 , Na_2HPO_4 , atau NaH_2PO_4 jika konsentrasi fosfor pada air limbah rendah; dan NaOH (Ueno and Fujii, 2001) dan HCl untuk pengaturan pH, reaksi *recovery struvite* berlangsung pada suasana basa.

Zeng and Li (2006) melaporkan bahwa pengendapan P bergantung pada jenis Mg yang digunakan; urutan pengendapan tertinggi adalah $\text{MgCl}_2 > \text{MgSO}_4 > \text{MgO} > \text{Mg}(\text{OH})_2 > \text{MgCO}_3$. Meskipun tidak banyak penelitian yang berfokus pada kecepatan pembentukan dan morfologi *struvite*, prosesnya bergantung pada faktor-faktor seperti yang akan dijelaskan pada bagian berikut. Selain itu, meskipun kristal yang terbentuk dipengaruhi oleh kondisi percobaan, kristal yang terbentuk juga dipengaruhi oleh jenis limbah yang digunakan dan karakteristiknya, yang menyebabkan kristal tersebut berbeda satu sama lain meskipun kondisi pengendapan lainnya tetap sama.

Sumber Magnesium untuk Proses *Struvite*

Tujuan utama dari mencari sumber magnesium alternatif untuk kristalisasi *struvite* adalah untuk mengurangi biaya proses produksi. Penggunaan garam magnesium murni mengambil bagian sebesar 75% dari total biaya produksi. Sumber alternatif kemudian dicari dan diuji, seperti abu kayu, *bittern* dan air laut (Tabel 4). Bangunan

pengolahan air limbah yang terletak di dekat pesisir, penggunaan air laut dianggap menjadi alternatif murah karena dapat menjadi sumber magnesium gratis dan tidak perlu dipindahkan dalam jarak jauh, sehingga dapat mengurangi kebutuhan transportasi dan dapat menggantikan penggunaan bahan kimia (Grini, 2018).

Tabel 4. Sumber Magnesium dan rasio untuk pembentukan *struvite* (Werkneh and Gebru, 2023).

Sumber Mg	Konsentrasi Mg	Keterangan
Air laut	1.136 mg/L	Efisiensi <i>recovery</i> P hampir sama dengan penggunaan $MgCl_2$
	1.250 mg/L	Dibutuhkan rasio Mg:P yang lebih tinggi (>1,5:1) untuk mendapatkan <i>recovery</i> P lebih dari 70%
	1.250 mg/L	Dibutuhkan rasio Mg:P >1,5:1 agar <i>recovery</i> P stabil dan mudah
	1.200 mg/L	Efisiensi <i>recovery</i> P 75% of <i>recovery efficiency</i> , hampir sama dengan penggunaan $MgCl_2$
	1.248 mg/L	<i>recovery</i> P 99.5% dengan presipitasi <i>struvite</i> pada rasio molar Mg:P molar ratio 1,1:1
	1.257 mg/L	Penyisihan P 99% pada rasio air laut:urin <3.3:1
	736 mg/L	<i>recovery</i> P yang tinggi pada rasio Mg:P 1.3.
	1.300 mg/L	<i>recovery</i> P 80%–90% pada rasio molar Mg:P >1
	1.276 mg/L	Rasio Mg:P >0.2 diperlukan untuk pertumbuhan 99% kristal <i>struvite</i>
	52 mM	99% penyisihan P sebagai <i>struvite</i> pada rasio Mg:P optimum 1,1:1
Air danau Rift Valley	50 mM	99% penyisihan P sebagai <i>struvite</i> pada rasio Mg:P optimum 1,6:1
Abu pembakaran kayu	1.407 mM	99% penyisihan P sebagai <i>struvite</i> pada rasio Mg:P optimum 2,7:1
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	1.000 mM	99% penyisihan P sebagai <i>struvite</i> pada rasio Mg:P 1,6:1
MgO	1.000 mM	99% penyisihan P sebagai <i>struvite</i> pada rasio Mg:P 1,6:1
Brine	146 mmol/L	Efektif sebagai sumber Mg tetapi pH dan bahan organik memengaruhi kemurnian <i>struvite</i>
Brusit (<i>Brucite</i>)	650 g/kg	Digunakan sebagai sumber Mg berbentuk padat dan cairan
Magnesit (<i>Magnesite</i>)	244 g/kg	Lebih murah daripada bittern dan $MgSO_4$
Air limbah desalinisasi	2.795 mg/L	Keberadaan ion (Ca, Na) pada air limbah menurunkan efisiensi <i>recovery struvite</i>
Larutan Mg (II)	8.000 mg/L	Dosis Mg/PO_4^{3-} (>1:1) lebih tinggi tidak berpengaruh terhadap <i>recovery struvite</i>

Air laut merupakan sumber alami yang tersebar secara luas dan mengambil bagian sebesar 71% dari permukaan bumi. Air laut mengandung berbagai jenis garam termasuk magnesium. Sehingga air laut memiliki potensi sebagai sumber magnesium untuk presipitasi *struvite* dari air limbah. Salinitas air laut pada umumnya berkisar pada 3.600 ppm. Meskipun seluruh laut terhubung, distribusi salinitas air laut masih bervariasi tergantung pada lokasinya. Konsentrasi magnesium pada air laut berkisar pada 1.300 mg/L yang kemudian dapat dikonsentrasi kembali dengan nanofiltrasi (NF), *reverse osmosis* (RO) dan evaporasi. Kandungan kalsium pada air laut dapat menyebabkan berkurangnya ukuran kristal sehingga dapat memengaruhi kualitas kristal. Namun efek ini dapat diabaikan jika rasio Ca/Mg di bawah 0,5. Air laut mengandung konsentrasi sodium yang tinggi ~11.000 mg/L, yang dapat meningkatkan kekuatan ionik larutan secara signifikan. Komposisi air laut pada umumnya dapat dilihat pada Tabel 5.

Tabel 5. Komposisi air laut secara umum (Zhang, 2022).

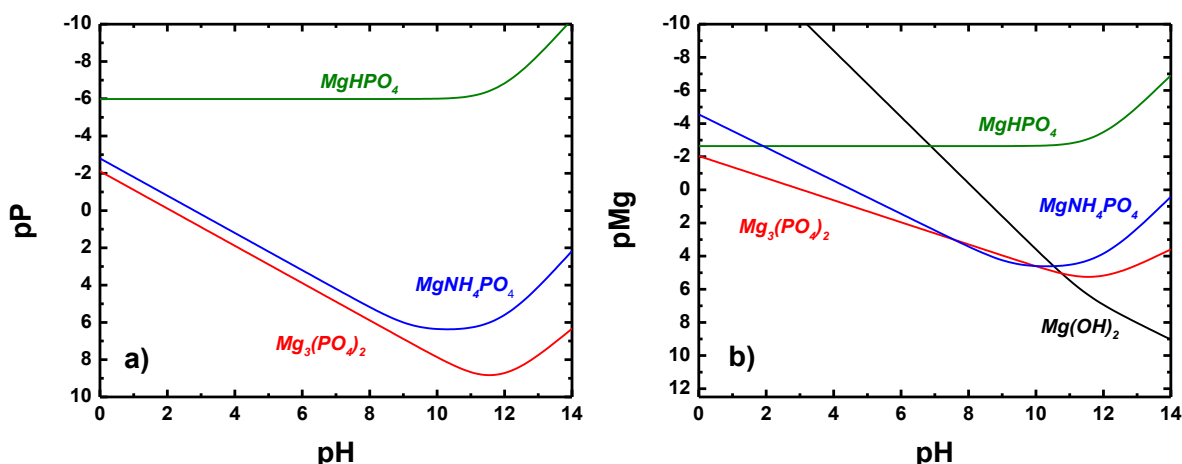
Komposisi	Konsentrasi (ppm)	Persentase massa (%)
Klorida (Cl^-)	12.810,8	55,03
Sodium (Na^+)	11.019,6	30,61
Sulfat (SO_4^{2-})	2.764,8	7,68
Magnesium (Mg^{2+})	1.328,4	3,69
Kalsium (Ca^{2+})	417,6	1,16
Potasium (K^+)	417,6	1,16
Karbonat (CO_3^{2-})	147,6	0,41
Bromin (Br^-)	68,4	0,19
Asam Borat (H_3BO_3)	25,2	0,07
Strontium (Sr^{2+})	14,4	0,04

FAKTOR YANG MEMENGARUHI PRESIPITASI *STRUVITE*

pH

pH merupakan salah satu parameter penting dalam presipitasi *struvite* karena pH dapat memengaruhi tingkat kelarutan dan titik jenuh kristalisasi *struvite* (Le Corre *et al.*, 2009). Awalnya, tingkat kelarutan *struvite* akan berkurang, namun dapat meningkat jika nilai pH juga meningkat (Wu *et al.*, 2022). Peningkatan nilai pH akan meningkatkan pertumbuhan kristal *struvite* dan kepadatan inti kristal sehingga menciptakan kristal yang lebih kecil dan heterogen (González-Morales *et al.*, 2021). Tingkat kelarutan *struvite* berada pada titik terendah pada pH 8,5 dan 9,0. Pada kondisi asam, *struvite* terurai kemudian membentuk kristal abstrak. Ditahap ini, konsentrasi ion H_2PO_4^- berkurang. Jika pH melebihi nilai 9, kelarutan *struvite* akan meningkat. Hal ini terjadi saat amonium (NH_4^+) yang terionisasi dikonversi menjadi amonia tidak terionisasi (NH_3), menyebabkan berkurangnya kejenuhan (Wu *et al.*, 2022).

Seperti telah disebutkan di atas bahwa pengendapan *struvite* ditentukan oleh hasil kali konsentrasi dari magnesium, fosfat, dan ammonia di dalam larutan (Persamaan 6), di mana hasil kali konsentrasi adalah fungsi dari derajat disosiasi (Persamaan 6) dari masing-masing spesies. Sementara itu, dicontohkan dalam Persamaan 5 bahwa derajat disosiasi merupakan fungsi dari $[\text{H}^+]$ yang berhubungan erat dengan pH larutan. Seperti juga telah disebutkan pada Reaksi 6, 8, dan 9 mengenai adanya pengotor alami dari pembentukan *struvite* berupa spesies magnesium fosfat dan magnesium hidroksida akan memengaruhi proses pembentukan *struvite*. Gambar 6 di bawah menunjukkan *solubility curve* dari *struvite* dan kemungkinan pengotor-pengotornya dalam fungsi pH. Grafik kelarutan disajikan dalam bentuk hubungan pC VS pH, di mana pC mendefinisikan $-\log C$, seperti halnya dalam perhitungan pH. Garis-garis kelarutan menunjukkan kondisi saturasi. Kondisi di atas garis saturasi menunjukkan kondisi di mana zat yang terkait mengendap. Jarak antara kondisi pengendapan terhadap garis saturasi merepresentasikan besaran dari indeks supersaturasi. Seperti terlihat pada gambar, pembentukan *struvite* akan selalu dikotori oleh padatan $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$. Kontaminasi $\text{Mg}(\text{OH})_2$ kemungkinan besar terjadi pada kondisi pH 11,0 ke atas, sedangkan nilai negatif dari MgHPO_4 menunjukkan tidak akan terjadinya pengendapan MgHPO_4 selama pembentukan *struvite*.



Gambar 6. (a) Hubungan pP VS pH dan (b) Hubungan pMg VS pH; Visualisasi pada gambar ini dihasilkan dengan merujuk pada reaksi yang dipaparkan dalam publikasi oleh Ha *et al.* (2023).

Nilai pH optimal untuk pembentukan kristal *struvite* serta penyisihan dan *recovery* N dan P adalah antara 9 hingga 11. Konsentrasi ion Mg^{2+} , NH_4^+ dan PO_4^{3-} juga dipengaruhi oleh pH (Tabel 6). Nilai pH yang tinggi dapat meningkatkan efisiensi penyisihan dan pembaruan P dan N namun juga dapat meningkatkan presipitasi magnesium dan kalsium fosfat sehingga mengurangi kualitas kristal *struvite* yang terbentuk (González-Morales *et al.*, 2021).

Tabel 6. Nilai pH optimum untuk pembentukan kristal *struvite* (Trang *et al.*, 2018).

pH Optimum	Sumber Air Limbah
≥ 8	-
9,1	Urine
9,5	Air limbah artifisial
8-11	Air lindi <i>landfill</i>
8,2-8,8	Air limbah domestik

Selama proses presipitasi, proton dilepaskan di dalam larutan, sehingga mengurangi nilai pH. Tingkat pengurangan pH mencerminkan kecepatan partikel *struvite* terbentuk dan dapat memengaruhi kualitas kristal yang terbentuk. Peningkatan pH dari 8 ke 11 akan meningkatkan ukuran rata-rata kristal *struvite* yang terbentuk pada larutan sintesis. pH juga berpengaruh terhadap potensi zeta *struvite*, sehingga memengaruhi sifat aglomerasi *struvite* (Le Corre *et al.*, 2009). Potensi zeta dipengaruhi oleh interaksi antara partikel pada larutan. Perubahan pH dapat menyebabkan perubahan nilai potensi zeta yang kemudian dapat memengaruhi pertumbuhan kinetik kristal *struvite*. Saat nilai pH meningkat secara stabil, nilai potensi zeta menjadi semakin negatif. Namun, jika nilai awal pH tinggi, nilai positif potensi zeta juga tinggi dan waktu pembentukan inti juga meningkat (Wu *et al.*, 2022).

Ion-Ion Esensial

Substrat atau air limbah banyak mengandung ion selain N dan P. Ion-ion yang umum ditemukan adalah Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} yang berdampak negatif pada waktu induksi, kemurnian, bentuk, dan ukuran kristal *struvite* (Tabel 7). Untuk mencegah pengaruh ion-ion ini, berbagai prosedur digunakan untuk menghilangkan efeknya, seperti mengatur pH dapat mencegah pembentukan produk lain yang bereaksi dengan HCO_3^- dan CO_3^{2-} yang menghasilkan lebih sedikit *struvite* (Huang *et al.*, 2017). Meningkatkan rasio molar magnesium dan amonium dapat mencegah natrium dan kalium membentuk senyawa stabil (Siciliano *et al.*, 2020). Ca^{2+} , adalah ion utama yang dalam jumlah tinggi berdampak besar pada presipitasi *struvite*. (Ha *et al.*, 2023) melaporkan bahwa kalsium dapat dihilangkan melalui proses presipitasi selektif dengan cara mengendapkan kalsium fosfat dengan meminimalisir pengendapan magnesium. Pada pH 7,5, kalsium dapat dihilangkan sebesar 79% dengan masih meninggalkan cukup magnesium terlarut di dalam air.

Table 7. Efek ion terhadap presipitasi *struvite* (Muhmood *et al.*, 2019).

Ion	Konsentrasi	Efek pada <i>struvite</i>
Ca	Mg:Ca = 2:1 dan 1:2	Pembentukan kalsium fosfat amorf
Ca	40–160 mg/L	Penurunan kemurnian <i>struvite</i> dan kalsium fosfat
Ca	10–59 mg/L	Penurunan 37% dalam presipitasi <i>struvite</i>
Ca	0,01–0,20 % massa	Pembentukan kristal tubular dengan pengurangan ukuran sebesar 46%
Ca	128–361 mg/L	Penurunan kemurnian <i>struvite</i> pada Ca: P > 0,5:1
Ca	30–60 mg/L	Pembentukan partikel <i>struvite</i> berukuran lebih kecil
Na	$(1,0-35) \times 10^8$ mg/L	Na menyebabkan sedikit peningkatan dalam waktu induksi
CO_3^{2-}	$(12-30) \times 10^7$ mg/L	Peningkatan marjinal dalam waktu induksi
CO_3^{2-}	3.309–6.567 mg/L	Peningkatan pembentukan <i>struvite</i> dengan menghilangkan Ca sebagai CaCO_3
SO_4^{2-}	$(12-72) \times 10^8$ mg/L	Peningkatan waktu induksi
NO_3^{1-}	0,044–0,89 % massa	Penurunan ukuran kristal sebesar 29%
Cu	0,2–0,5 mg/kg	Pembentukan kristal tubular
Zn	$2,05 \times 10^{-5}$ % massa	Penurunan kemurnian <i>struvite</i>
K	0,025 % massa	Pembentukan K- <i>struvite</i> (MgKPO_4)

Struvite terbentuk dalam larutan yang mengandung PO_4^{3-} , NH_4^+ dan Mg^{2+} dengan rasio 1:1:1. Untuk membentuk *struvite*, konsentrasi minimal fosfat yang dibutuhkan yaitu 50 mg/L (Trang *et al.*, 2018). Rasio ion yang digunakan merupakan faktor penting yang dapat memengaruhi tingkat kemurnian dan pembentukan kristal. Terutama rasio magnesium-kalsium (Mg:Ca), magnesium-fosfor (Mg:P) dan fosfor-kalsium (P:Ca). Ca^{2+} dapat menggantikan Mg^{2+} dalam presipitasi dengan fosfat dan membentuk kalsium fosfat (Ca-P) (Contoh: mononit (CHPO_4) dan trikalsium fosfat ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$)). Studi menunjukkan bahwa semakin tinggi rasio Mg:Ca dan P:Ca, semakin tinggi pula tingkat kemurnian kristal *struvite*. Rasio Mg:Ca > 1:1 dapat menghindari pembentukan senyawa kristal kalsium fosfat, meskipun bentuk amorf masih mungkin terbentuk. Selama Mg^{2+} dan NH_4^+ tidak membatasi pengendapan, konsentrasi Ca^{2+} menentukan komposisi endapan yang terbentuk. Keberadaan kalsium juga bergantung pada konsentrasi NH_4^+ . Keberadaan kalsium akan berkurang atau bahkan tidak ada pada air limbah dengan konsentrasi amonia yang tinggi (N:P ~4). Konsentrasi N yang tinggi juga dapat mencegah pembentukan *newberyite* ($\text{Mg}(\text{PO}_3\text{OH}) \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) (Grini, 2018).

Peningkatan rasio Mg:P dari 0,8 menjadi 1,2 dapat meningkatkan penyisihan fosfor dari 80,8 menjadi 95,5%. Hal ini disebabkan oleh terbentuknya komponen tidak terlarut lainnya dari magnesium dan fosfor bersamaan dengan kristal *struvite*. Penambahan magnesium dapat membentuk kristal *struvite* yang lebih besar serta mengurangi ketidakmurnian yang ada di air limbah. Selanjutnya pada nilai pH tertentu, konsentrasi fosfor berlebihan dipertahankan. Dalam kondisi ini, tingkat titik jenuh bergantung pada konsentrasi ion magnesium dan amonium. Pembentukan *struvite* meningkat saat konsentrasi Mg^{2+} dan NH_4^+ ditambah. Hal ini menandakan bahwa kejenuhan *struvite* berbanding lurus dengan logaritma konsentrasi ionik dalam kristal (Wu *et al.*, 2022).

Suhu

Jika dibandingkan dengan dampak dari pH, komposisi ion atau titik jenuh ion, suhu memiliki dampak yang kurang signifikan terhadap presipitasi *struvite* (Le Corre *et al.*, 2009). Namun, suhu sangat memengaruhi tingkat pertumbuhan dan efisiensi penyisihan fosfat. Kelarutan *struvite* dan spesiasi ion sensitif terhadap suhu. Kelarutan *struvite* berbanding lurus dengan meningkatnya suhu, hingga suhu mencapai nilai tertentu di mana setelahnya kelarutan akan berkurang (González-Morales *et al.*, 2021). Karena kelarutan *struvite* bergantung pada kondisi titik jenuh larutan di mana kristal akan terbentuk, presipitasi *struvite* akan sulit terjadi pada suhu tinggi. Oleh karena itu, suhu yang digunakan oleh peneliti biasanya berkisaran antara 25 hingga 35°C baik dengan sumber air limbah artifisial maupun efluen digester anaerobik (Le Corre *et al.*, 2009).

Suhu dapat memengaruhi pertumbuhan kristal karena ia dapat memengaruhi tingkat relatif difusi dan integrasi permukaan. Suhu yang tinggi akan menghasilkan pertumbuhan yang dikendalikan oleh difusi, sedangkan suhu yang rendah akan menghasilkan pertumbuhan yang dikendalikan oleh integrasi permukaan. Tingkat pertumbuhan kristal akan meningkat pada suhu tinggi dan akan memengaruhi jenis serta ukuran kristal. Kristal yang terbentuk pada suhu 25 °C akan berbentuk persegi panjang dan prisma. Sedangkan pada suhu 37 °C, sebagian besar kristal akan berbentuk persegi dan tebal. Suhu yang tinggi dan diiringi oleh konsentrasi magnesium yang tinggi dapat memengaruhi sifat kristal yang terbentuk. Misalnya, *struvite* dapat berubah lebih cepat menjadi *newberyite* ($\text{MgHPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) dibandingkan pada suhu rendah (Le Corre *et al.*, 2009).

Zat-Zat Asing

Zat asing pada larutan dapat memengaruhi tingkat pertumbuhan senyawa kristal akibat terhalangnya tempat di mana kristal dapat terbentuk, sehingga menghambat pertumbuhan ukuran kristal (Le Corre *et al.*, 2009). Ion Ca^{2+} atau CO_3^{2-} dapat memperpanjang waktu induksi kristalisasi dan menghambat laju pertumbuhan kristal. Saat ion kalsium diserap pada permukaan kristal, tempat pengikatan amonia akan terisi. Hal ini kemudian dapat menyebabkan penghambatan kristalisasi *struvite*. Ion kalsium juga dapat mengkonsumsi fosfat dan kemudian memengaruhi bentuk jenuh *struvite*. Ion kalsium berinteraksi dengan fosfat atau ion karbonat untuk membentuk kalsium fosfat (Reaksi 10) atau kalsium karbonat (Reaksi 11) (Wu *et al.*, 2022).



Pembentukan *struvite* pada rasio molar Mg:Ca 1:1 ke atas akan menjadi terbatas bahkan terhalang oleh pembentukan kalsium fosfat amorf. Keberadaan ion sodium, kalsium, sulfat dan karbonat-bikarbonat memiliki dampak terhadap waktu induksi atau morfologi dan ukuran kristal. Misalnya, dengan rasio titik jenuh yang sama, peningkatan konsentrasi sulfat dari 12,5 mM menjadi 25 mM, akan meningkatkan waktu induksi dari 1 menit 59

detik menjadi 4 menit 25 detik (Le Corre *et al.*, 2009). Tabel 8 memperlihatkan kinerja penyisihan nutrient dari berbagai jenis air limbah. P dan N dapat disisihkan dari air limbah lebih dari 90% dengan perlakuan pada kondisi pH basa dan berbagai jenis sumber Mg sesuai dengan faktor yang memengaruhi pembentukan struvite seperti yang dijelaskan diatas.

Tabel 8. Kinerja peyisihan nutrien dengan teknologi *recovery struvite* dari berbagai air limbah.

Jenis limbah	Kandungan limbah	Kondisi operasi	Penyisihan	Referensi
Air limbah peternakan babi	pH = $8,04 \pm 0,04$ $PO_4 - P = 99,2 \pm 1,6$ mg/L TAN = $194,3 \pm 2,8$ mg/L Mg = $27,5 \pm 3,2$ mg/L	pH = 9,0 Mg/P = 4,0 Presipitan = MgO, Mg(OH) ₂ , and MgCl ₂ Waktu reaksi = 150 menit	P = 94,55%	(Guang <i>et al.</i> , 2021)
Fraksi cair digestat	TS = $4,4 \pm 0,3$ g/kg TP = $25 \pm 0,5$ g/kg TKN = 104 ± 0 g/kg TOC = $2,7 \pm 0,4$ g/kg	pH = 8,5 – 9,0 presipitan = <i>bittern</i> * Mg/P = 2/1	P = (84,2±1,9)% N = (52±3,2)%	(Pepè Sciarria <i>et al.</i> , 2023)
Air limbah fekal (black water)	pH = 7.3 $NH_4-N = 3.144$ mg/L $PO_4 - P = 132,8$ mg/L	V = 600 L Presipitan = MgSO ₄ Mg/P = 2/1 pH = 9,3 – 9,5 waktu reaksi = 60 menit <i>seed</i> (bahan inti kristal) = bubuk serpentin dosis <i>seed</i> = 20 kg/t	P = 98,5%	(Li <i>et al.</i> , 2022)
Limbah anaerobic digester peternakan unggas	pH = $8,23 \pm 0,06$ COD = 4.500 – 6.000 TS = 182 ± 13 mg/L $NH_4-N = 4.500 - 5.000$ Ortho- $PO_4 = 200 - 220$ mg/L	pH = 10,0 – 10,5 Mg/P/N = 1/1/1 Kecepatan pengadukan = 150 rpm Waktu reaksi = 10 menit	P = 95% N = 91%	(Muhmood <i>et al.</i> , 2018)
Air limbah domestik	pH = 7.0 ± 0.01 TP = $4,78 \pm 1,63$ mM $NH_4-N = 53.85 \pm 1.34$ mM TSS = $2,05 \pm 0,18$ % COD = $1.838 \pm 6,21$ mg/L	V = 1 L T = $20 \pm 0,5^\circ C$ pH = 9,5 Mg/P = 1/1	P = 99%	(Shaddel <i>et al.</i> , 2020)

PENINGKATAN HASIL OLAHAN IPAL ANAEROBIK

Limbah cair yang berasal dari industri tahu mengandung zat organik yang tinggi dan nutrien yang tinggi. Jika tidak diolah terlebih dahulu, dapat menyebabkan pencemaran. Di Desa Giriharja, Kabupaten Sumedang sudah dioperasikan *multistages fixed bed reactor* (*digester anaerobik*) dengan efisiensi penyisihan COD hingga 93%. Akan tetapi, berdasarkan hasil pengukuran efluen, terjadi peningkatan kandungan N dan P sehingga tidak aman untuk dibuang langsung ke badan air karena dapat menyebabkan eutrofikasi. Nilai batas baku mutu amonia nitrogen dan fosfat berdasarkan Peraturan Pemerintah Nomor 22 Tahun 2021 tentang Penyelenggaraan Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup pada perairan kelas 3 yaitu 0,5 mg-N/L dan 1 mg-P/L.

Nilai amonium dan fosfat yang dilepaskan ke badan air dari pengolahan *digester anaerobik* tersebut tidak memenuhi baku mutu. Oleh karena itu diperlukan pengolahan lanjutan. Pengolahan lanjutan yang biasa digunakan untuk menyisihkan amonium yaitu proses biologis menggunakan mikroorganisme, presipitasi kimia, klorinasi hingga titik jenuh, *air stripping*, *reverse osmosis*, dan *Advanced Oxidation Process* (AOPs) (Zhou and Wang, 2023), sedangkan untuk penyisihan fosfat pada air limbah dapat dilakukan dengan elektrokoagulasi (Hu *et al.*, 2023), penggunaan *biochar* (Chen *et al.*, 2023), dan presipitasi kimia (Grini, 2018).

Recovery Struvite Efluen IPAL Anaerobik

Presipitasi *struvite* merupakan metode presipitasi kimia yang dapat dilakukan untuk menyisihkan amonium dan fosfat dari air limbah dengan cara menambahkan magnesium pada air limbah dan kemudian dihomogenkan. Produk dari presipitasi tersebut berupa *struvite* yang merupakan mineral yang mengandung magnesium (Mg),

amonium dan fosfat ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) atau disebut juga dengan MAP (*magnesium ammonium phosphate*). Kristal MAP, dengan pengolahan lebih lanjut dapat dimanfaatkan menjadi pupuk pertanian (Çelen and Türker, 2001). Proses presipitasi *struvite* sangat dipengaruhi oleh pH, suhu dan keberadaan ion lainnya (contoh: kalsium) (Grini, 2018).

Penggunaan magnesium murni sebagai garam Mg (contoh: MgCl_2 dan MgSO_4) akan memakan biaya yang besar dan mengurangi kemungkinan keberlangsungan proses presipitasi. Sebagian besar biaya untuk proses *struvite* berasal dari bahan kimia, terutama Mg yang dapat memakan 75% dari total biaya yang dikeluarkan. Magnesium merupakan kation yang dapat ditemukan dalam jumlah melimpah pada air laut yaitu sebesar ≈ 1.300 mg/L (Grini, 2018). Untuk mengurangi biaya operasional, air laut dapat digunakan sebagai sumber magnesium untuk proses presipitasi (Shaddel *et al.*, 2020). Penelitian terdahulu yang menggunakan air laut sebagai sumber magnesium untuk presipitasi *struvite* menunjukkan hasil penyisihan amonium sebesar 71,9% (Ha *et al.*, 2023) dan fosfat hingga 96% (Zhang, 2022) pada air limbah peternakan. Penelitian lainnya menunjukkan hasil penyisihan amonium dan fosfat pada lindi dapat mencapai 99% untuk kedua parameter (Mehedi *et al.*, 2022).

Kombinasi *Anaerobic Digestion*, *Anammox* dan *Recovery Struvite*

Pengolahan limbah secara anaerobik telah banyak diterapkan di dunia untuk mengolah limbah agroindustri (Speece, 1997). Proses pengolahan limbah secara anaerobik terbukti memiliki keunggulan operasional yang dapat menghemat biaya investasi dan energi dibandingkan dengan pengolahan konvensional, sebab tidak membutuhkan aerasi, menghasilkan lumpur aktif jauh lebih sedikit, lebih tahan terhadap fluktuasi beban limbah yang besar, bisa mengurangi beban polutan organik hingga lebih dari 90% dan dapat menghasilkan gas metana sebagai sumber energi terbarukan (Sintawardani *et al.*, 2022). Namun diketahui pula bahwa pengolahan secara anaerobik memiliki kelemahan yaitu efluen yang dihasilkan sering masih mengandung nutrisi (N dan P) yang cukup signifikan yang diakibatkan dari timbunan amonia dan fosfat selama proses biodegradasi bahan organik. Kandungan nitrogen dan fosfor yang tinggi pada efluen jika dibuang langsung ke perairan berpotensi menyebabkan masalah pertumbuhan fitoplankton yang berlebih (*blooming*) di perairan atau eutrofikasi (Komala *et al.*, 2024). Akibat dari, eutrofikasi di perairan adalah turunnya kualitas air, oksigen terlarut rendah, timbul bau dan bahan beracun yang membahayakan ekosistem air dan kehidupan manusia (Osborne *et al.*, 2001; Dodds *et al.*, 2009). Oleh karena itu efluen dari unit pengolahan air limbah tahu secara anaerobik yang masih mengandung nitrogen dan fosfor perlu diolah lebih lanjut dengan sistem yang ekonomis sebelum dibuang langsung ke perairan. Potensi eutrofikasi makin tinggi sangat erat terkait dengan jumlah volume limbah yang besar dan bervariasi sesuai dengan skala pabrik dari industri agro.

Metode penyisihan nitrogen yang konvensional pada limbah biasanya menggunakan proses biologis denitrifikasi dan nitrifikasi yang diketahui memerlukan energi dan biaya untuk bahan kimia yang cukup besar untuk (Ali *et al.*, 2015), sedangkan untuk penyisihan fosfor biasa dilakukan proses secara fisika kimia melalui proses koagulasi (penambahan Al^{3+} , Fe^{3+}), kristalisasi, dan proses penyisihan secara biologi. Walaupun proses tersebut efektif dalam penyisihan fosfor namun kelemahannya menghasilkan lumpur yang tinggi, sehingga menjadi kurang ekonomis dalam operasional pengolahan (Ma *et al.*, 2020). Oleh karena itu perlu dilakukan studi lebih lanjut untuk menentukan teknologi yang tepat, efektif dan terpadu dalam proses penyisihan nitrogen dan fosfor di unit pengolahan limbah anaerobik.

Sistem anammox adalah proses biologi yang mampu mengubah ammonia dalam kondisi anaerobik menjadi gas nitrogen (N_2) dengan nitrit sebagai penerima elektron (Kartal *et al.*, 2007). Sistem anammox lebih efisien dan ekonomis dibandingkan dengan proses nitrifikasi-denitrifikasi dalam penyisihan nitrogen karena tidak membutuhkan penambahan karbon organik, menghemat kebutuhan oksigen (aerasi) hingga 60%, produksi lumpur lebih sedikit hingga 90% sehingga mengurangi biaya pengolahan lumpur serta lebih sedikit menghasilkan N_2O yang merupakan salah satu gas penyebab pemanasan global (Ali *et al.*, 2015).

Berdasarkan karakteristik fisiologi bakteri anammox, proses anammox dapat berlangsung pada rentang suhu 20–43 °C, sedangkan suhu optimal proses anammox oleh spesies anammox *Candidatus Brocadia sinica* adalah 37 °C. Salah satu titik kritis dalam proses anammox adalah diperlukannya *seeding* bakteri yang tepat dan stabil. Dalam skala industri bakteri anammox diimobilisasi pada bentuk granular (Lackner *et al.*, 2014). Proses pengayaan bakteri anammox untuk pertama kalinya di Indonesia berhasil dilakukan dengan menggunakan *filter bioreactor* (FtBR) yang menghasilkan biomassa berwarna merah terang yang merupakan warna khas biomassa bakteri anammox spesies air tawar dengan kemampuan penyisihan nitrogen lebih tinggi pada suhu ruangan (22–28 °C) dibandingkan pada suhu 35 °C (Putra *et al.*, 2020).

Keberhasilan dalam mengisolasi dan kultivasi bakteri anammox di Indonesia harus ditindaklanjuti dengan upaya pengembangan dan peningkatan aplikasi sistem anammox dalam skala terapan dan industri untuk mengatasi permasalahan pencemaran lingkungan di Indonesia. Hingga saat ini aplikasi pengolahan limbah menggunakan sistem anammox di Indonesia masih dalam skala laboratorium. Oleh karena itu perlu dilakukan proses lanjutan yang menunjang *scale up* perancangan dan aplikasi reaktor pada skala pilot yang disesuaikan dengan karakteristik limbah.

Salah satu opsi penyisihan fosfor yang cukup mudah adalah dengan modifikasi presipitasi *struvite*. *Struvite* atau MAP (*magnesium ammonium phosphate*, $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) adalah mineral fosfat yang juga mengandung amonium dan magnesium, dan dapat dimanfaatkan sebagai pupuk. *Struvite* dapat terbentuk melalui proses pengendapan (presipitasi) atau kristalisasi dari air limbah yang mengandung ammonia dan fosfat dari air limbah, dengan menambahkan garam magnesium sehingga berlangsung sebagaimana dalam Reaksi 2. Fosfor yang dihasilkan dari proses ini dapat digunakan sebagai pupuk tanaman.

Kombinasi sistem anammox dan *struvite* yang tepat dari keluaran proses *anaerobic* pengolahan limbah agro dapat berkontribusi langsung mengatasi masalah over nutrition di perairan (Hassan *et al.*, 2013), dan meningkatkan potensi pemanfaatan kembali air hasil seluruh proses untuk digunakan kembali ke dalam proses produksi di masyarakat. Produk hasil *recovery* dapat dipergunakan sebagai produk pupuk yang berkualitas.

KESIMPULAN

Studi tentang sistem pengolahan limbah terpadu menggunakan anammox dan *struvite* presipitasi untuk mengolah efluen dari unit pengolahan air limbah tahu secara anaerobik perlu dilakukan di Indonesia. Hal ini dikarenakan potensi pencemaran lingkungan akibat pabrik tahu di Indonesia sangat besar karena jumlah industri tahu mencapai 84.000 pabrik. Sistem pengolahan limbah dengan mengkombinasikan proses anammox dan *struvite* telah diteliti oleh beberapa peneliti sebelumnya diantaranya untuk mengidentifikasi proses yang terjadi, parameter optimal, dan rancang reaktor dengan menggunakan berbagai macam media lekat bakteri. Namun demikian menjadi tantangan tersendiri ketika sistem tersebut akan diaplikasikan di Indonesia dimana karakteristik limbah yang akan diolah berbeda dengan limbah lain terutama untuk efluen unit pengolahan anaerobik air limbah tahu dan umumnya industri tahu tidak memiliki lahan luas untuk mendirikan unit pengolahan limbah serta biaya yang terbatas. Dengan demikian untuk keberlanjutan penerapan pengolahan limbah di industri tahu secara anaerobik di Indonesia, perlu diketahui perancangan reaktor yang sesuai dengan jenis karakteristik limbah, tidak memerlukan lahan yang luas dan rendah biaya operasional. Biaya produksi *struvite* dari sisi penambahan Mg dapat menggunakan air laut sebagai sumber magnesium dapat mengurangi biaya produksi, transportasi, serta menggantikan penggunaan bahan kimia. Kandungan nutrisi yang tinggi pada efluen digester anaerobik air limbah tahu dapat di *recovery* menggunakan metode presipitasi *struvite* untuk memenuhi baku mutu air limbah sebelum dibuang ke badan air untuk mencegah terjadinya pencemaran lingkungan dan eutrofikasi pada perairan. Rasio N/P yang lebih tinggi pada efluen dan peningkatan pH pada suasana basa dapat menggunakan kombinasi proses anammox dan *struvite*, anammox menghilangkan sebagai amonium serta meningkatkan pH selanjutnya presipitasi *struvite* untuk *recovery* sisa nutrisi.

KONFLIK KEPENTINGAN

Tidak ada konflik kepentingan dalam artikel ini.

KONTRIBUSI PENULIS

ZUL, PSK: Konseptualisasi; NNNM: Metodologi; DN: Analisis Data; ZUL, FFM, AAR: Penulisan Draf Manuskrip; W, NS: Supervisi; DN, W, DRW, NS: Telaah dan Penyuntingan Manuskrip.

UCAPAN TERIMA KASIH

Kami mengucapkan terima kasih atas dukungan penelitian dari Badan Riset dan Inovasi Nasional (BRIN), Badan Pengelola Dana Pendidikan (LPDP) Republik Indonesia yang menyediakan dana penelitian.

DAFTAR PUSTAKA

- Agung, R.T., and Winata, Hanry Sutan, 2017. Pengolahan Air Limbah Industri Tahu dengan Menggunakan Teknologi Plasma. *Jurnal Imiah Teknik Lingkungan*, 2.
- Ali, F., Tian, K., and Wang, Z.-X., 2021. Modern Techniques Efficacy on Tofu Processing: A Review. *Trends in Food Science & Technology*, 116, 766–785. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.07.023>.

- Ali, M., Oshiki, M., Rathnayake, L., Ishii, S., Satoh, H., and Okabe, S., 2015. Rapid and Successful Start-up of Anammox Process by Immobilizing the Minimal Quantity of Biomass in PVA-SA Gel Beads. *Water Research*, 79. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.024>.
- Barampouti, E.M., Mai, S., Malamis, D., Moustakas, K., and Loizidou, M., 2020. Exploring Technological Alternatives of Nutrient Recovery from Digestate as a Secondary Resource. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 134, 110379. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110379>.
- Benjamin, M.M., 2015. *Water Chemistry*, second ed. Waveland Press, Inc., Long Grove, Illinois.
- Bennett, E.M., and Schipanski, M.E., 2013. The Phosphorus Cycle, in: *Fundamentals of Ecosystem Science*. Elsevier, pp. 159–178. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00008-1>. Benjamin, M.M., 2015. *Water Chemistry*, second ed. Waveland Press, Inc., Long Grove, Illinois.
- Campos, J.L., Crutchik, D., Franchi, Ó., Pavissich, J.P., Belmonte, M., Pedrouso, A., Mosquera-Corral, A., and Val del Río, Á., 2019. Nitrogen and Phosphorus Recovery from Anaerobically Pretreated Agro-Food Wastes: A Review. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00091>.
- Çelen, I., and Türker, M., 2001. Recovery of Ammonia as Struvite from Anaerobic Digester Effluents. *Environmental Technology*, 22, 1263–1272. <https://doi.org/10.1080/09593332208618192>.
- Chen, Y., Mao, W., Yang, W., Niazi, N.K., Wang, B., and Wu, P., 2023. A Novel Phosphate Rock-Magnetic Biochar for Pb²⁺ and Cd²⁺ Removal in Wastewater: Characterization, Performance and Mechanisms. *Environmental Technology & Innovation*, 32, 103268. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103268>.
- Christiaens, M.E.R., Gildemyn, S., Matassa, S., Ysebaert, T., De Vrieze, J., and Rabaey, K., 2017. Electrochemical Ammonia Recovery from Source-Separated Urine for Microbial Protein Production. *Environmental Science & Technology*, 51, 13143–13150. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02819>.
- Dodds, W.K., Bouska, W.W., Eitzmann, J.L., Pilger, T.J., Pitts, K.L., Riley, A.J., Schloesser, J.T., and Thornbrugh, D.J., 2009. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*, 43, 12–19. <https://doi.org/10.1021/es801217q>.
- Dube, P.J., Vanotti, M.B., Szogi, A.A., and García-González, M.C., 2016. Enhancing Recovery of Ammonia from Swine Manure Anaerobic Digester Effluent Using Gas-Permeable Membrane Technology. *Waste Management*, 49, 372–377. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.011>.
- Faisal, M., Gani, A., Mulana, F., and Daimon, H., 2016. Treatment and Utilization of Industrial Tofu Waste in Indonesia. *Asian Journal of Chemistry*, 28, 501–507. <https://doi.org/10.14233/ajchem.2016.19372>.
- Fangueiro, D., Snauwaert, E., Provolo, G., Hidalgo, D., Adani, F., Kabbe, C., Bonmati, A., and Brandsma, J., 2017. Available Technologies for Nutrients Recovery from Animal Manure and Digestates. *EIP-AGRI Agriculture & Innovation*, 1–20.
- Gong, Y., and Zhao, D., 2014. Physical–Chemical Processes for Phosphorus Removal and Recovery, in: *Comprehensive Water Quality and Purification*. Elsevier, pp. 196–222. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382182-9.00086-4>.
- González-Morales, C., Fernández, B., Molina, F.J., Naranjo-Fernández, D., Matamoros-Veloza, A., and Camargo-Valero, M.A., 2021. Influence of pH and Temperature on Struvite Purity and Recovery from Anaerobic Digestate. *Sustainability*, 13, 10730. <https://doi.org/10.3390/su131910730>.
- Grini, T., 2018. *Seawater as Magnesium Source for Struvite Crystallization in Wastewater*. Norwegian University of Science and Technology, Norway.
- Guan, Q., Zeng, G., Gong, B., Li, Y., Ji, H., Zhang, J., Song, J., Liu, C., Wang, Z., and Deng, C., 2021. Phosphorus Recovery and Iron, Copper Precipitation from Swine Wastewater via Struvite Crystallization Using Various Magnesium Compounds. *Journal of Cleaner Production*, 328, 129588. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129588>.
- IPCC, 2023: *Climate Change 2023: Synthesis Report, Summary for Policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>.
- Ha, T.-H., Mahasti, N.N.N., Ha, H.-Q., Liao, P.-L., Huang, Y.-H., and Lu, M.-C., 2024. Recovery of Nitrogen as Struvite from Swine Wastewater: Comparison Study of Batch and Continuous Fluidized-Bed Crystallization Process. *Separation and Purification Technology*, 351, 128045. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128045>.
- Ha, T.-H., Mahasti, N.N.N., Lu, M.-C., and Huang, Y.-H., 2023. Ammonium-Nitrogen Recovery as Struvite from Swine Wastewater Using Various Magnesium Sources. *Separation and Purification Technology*, 308, 122870. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122870>.

- Hassan, P., Mavinic, D.S., Rezaia, B., Kelly, H., and Lo, K. V., 2013. ANAMMOX Combined with Struvite Crystallization: A Sustainable Solution for Nitrogen and Phosphorus Removal and Recovery from Side Stream Processes. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2013, 318–327. <https://doi.org/10.2175/193864713813525572>.
- Hu, Q., He, L., Lan, R., Feng, C., and Pei, X., 2023. Recent Advances in Phosphate Removal from Municipal Wastewater by Electrocoagulation Process: A Review. *Separation and Purification Technology*, 308, 122944. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122944>.
- Huang, H., Xiao, D., Liu, J., Hou, L., and Ding, L., 2015. Recovery and Removal of Nutrients from Swine Wastewater by Using a Novel Integrated Reactor for Struvite Decomposition and Recycling. *Scientific Reports*, 5, 10183. <https://doi.org/10.1038/srep10183>.
- Huang, H., Zhang, D., Li, J., Guo, G., and Tang, S., 2017. Phosphate Recovery from Swine Wastewater Using Plant Ash in Chemical Crystallization. *Journal of Cleaner Production*, 168, 338–345. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.042>.
- Jiang, H.M., Luo, S.J., Shi, X.S., Dai, M., and Guo, R.B., 2013. A System Combining Microbial Fuel Cell with Photobioreactor for Continuous Domestic Wastewater Treatment and Bioelectricity Generation. *Journal of Central South University*, 20. <https://doi.org/10.1007/s11771-013-1510-2>.
- Kartal, B., Rattray, J., van Niftrik, L.A., van de Vossenberg, J., Schmid, M.C., Webb, R.I., Schouten, S., Fuerst, J.A., Damsté, J.S., Jetten, M.S.M., and Strous, M., 2007. Candidatus “Anammoxoglobus Propionicus” a New Propionate Oxidizing Species of Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria. *Systematic and Applied Microbiology*, 30, 39–49. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2006.03.004>.
- Kataki, S., and Baruah, D.C., 2018. *Prospects and Issues of Phosphorus Recovery as Struvite from Waste Streams*, in: Handbook of Environmental Materials Management. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–50. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58538-3_19-1.
- Kataki, S., West, H., Clarke, M., and Baruah, D.C., 2016a. Phosphorus Recovery as Struvite: Recent Concerns for Use of Seed, Alternative Mg Source, Nitrogen Conservation and Fertilizer Potential. *Resources, Conservation and Recycling*, 107, 142–156. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.12.009>.
- Kataki, S., West, H., Clarke, M., and Baruah, D.C., 2016b. Phosphorus Recovery as Struvite from Farm, Municipal and Industrial Waste: Feedstock Suitability, Methods and Pre-Treatments. *Waste Management*, 49, 437–454. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.003>.
- Kiani, M.K.D., Parsaee, M., Ardebili, S.M.S., Reyes, I.P., Fuess, L.T., and Karimi, K., 2022. Different Bioreactor Configurations for Biogas Production from Sugarcane Vinsasse: A Comprehensive Review. *Biomass and Bioenergy*, 161, 106446. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106446>.
- Komala, P.S., Zulkarnaini, Z., Kurniati, R.I., and Fauzi, M., 2024. The Effect of Anthropogenic Activities on the Spatial Distribution of Total Nitrogen and Total Phosphate in Lake Maninjau. *Journal of Water and Land Development*, 71–78. <https://doi.org/10.24425/jwld.2024.149109>.
- Kuenen, J.G., 2008. Anammox Bacteria: From Discovery to Application. *Nature Reviews Microbiology*, 6, 320–326. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1857>.
- Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H., and van Loosdrecht, M.C.M., 2014. Full-Scale Partial Nitrification/Anammox Experiences – An Application Survey. *Water Research*, 55, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>.
- Lahav, O., and Birnhack, L., 2019. Aquatic Chemistry. De Gruyter. <https://doi.org/10.1515/9783110603958>.
- Le Corre, K.S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., and Parsons, S.A., 2009. Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/10643380701640573>.
- Li, X., Zhao, X., Zhang, J., Hao, J., and Zhang, Q., 2022. Struvite Crystallization by Using Active Serpentine: An Innovative Application for the Economical and Efficient Recovery of Phosphorus from Black Water. *Water Research*, 221, 118678. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118678>.
- Liberti, L., Limoni, N., Lopez, A., Passino, R., and Boari, G., 1986. The 10 M3 H–1 Rim-Nut Demonstration Plant at West Bari for Removing and Recovering N and P from Wastewater. *Water Research*, 20, 735–739. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90097-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90097-7).
- Liu, Y., and Chen, J., 2014. Phosphorus Cycle, in: Encyclopedia of Ecology. Elsevier, pp. 181–191. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09043-6>.
- Ma, H., Xue, Y., Zhang, Y., Kobayashi, T., Kubota, K., and Li, Y.-Y., 2020. Simultaneous Nitrogen Removal and Phosphorus Recovery Using an Anammox Expanded Reactor Operated at 25 °C. *Water Research*, 172, 115510. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115510>.

- Martens, D.A., 2005. Denitrification, in: *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, pp. 378–382. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00138-7>.
- Mehedi, I.M., Zahari, M.S.M., Al-Saggaf, U.M., Alam, M.M., and Al -Saggaf, A.U., 2022. Removal of Ammoniacal Nitrogen from Landfill Leachates. *Environmental Technology*. US11370675B1.
- Muhmood, A., Lu, J., Dong, R., and Wu, S., 2019. Formation of Struvite from Agricultural Wastewaters and Its Reuse on Farmlands: Status and Hindrances to Closing the Nutrient Loop. *Journal of Environmental Management*, 230, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.030>.
- Muhmood, A., Wu, S., Lu, J., Ajmal, Z., Luo, H., and Dong, R., 2018. Nutrient Recovery from Anaerobically Digested Chicken Slurry via Struvite: Performance Optimization and Interactions with Heavy Metals and Pathogens. *Science of The Total Environment*, 635, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.129>.
- Nagarajan, A., Goyette, B., Raghavan, V., Bhaskar, A., and Rajagopal, R., 2023. Nutrient Recovery via Struvite Production from Livestock Manure-Digestate Streams: Towards Closed Loop Bio-Economy. *Process Safety and Environmental Protection*, 171, 273–288. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.01.006>.
- Nilawati, D., Matsuura, N., Honda, R., Hara-Yamamura, H., Sintawardani, N., and Yamamoto-Ikemoto, R., 2021. Methane Recovery from Acidic Tofu Wastewater Using an Anaerobic Fixed-Bed Reactor with Bamboo as the Biofilm Carrier. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23, 537–547. <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01145-9>.
- Omidire, N.S., and Brye, K.R., 2022. Wastewater-recycled Struvite as a Phosphorus Source in a Wheat–Soybean Double-crop Production System in Eastern Arkansas. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 5. <https://doi.org/10.1002/agg2.20271>.
- Osborne, N.J.T., Webb, P.M., and Shaw, G.R., 2001. The Toxins of *Lyngbya Majuscula* and Their Human and Ecological Health Effects. *Environment International*, 27, 381–392. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00098-8](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00098-8).
- Owodunni, A.A., Ismail, S., Kurniawan, S.B., Ahmad, A., Imron, M.F., and Abdullah, S.R.S., 2023. A Review on Revolutionary Technique for Phosphate Removal in Wastewater Using Green Coagulant. *Journal of Water Process Engineering*, 52, 103573. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103573>.
- Parsons, C., Stüeken, E.E., Rosen, C.J., Mateos, K., and Anderson, R.E., 2021. Radiation of Nitrogen-metabolizing Enzymes across the Tree of Life Tracks Environmental Transitions in Earth History. *Geobiology*, 19, 18–34. <https://doi.org/10.1111/gbi.12419>.
- Pepè Sciarria, T., Zangarini, S., Tambone, F., Trombino, L., Puig, S., and Adani, F., 2023. Phosphorus Recovery from High Solid Content Liquid Fraction of Digestate Using Seawater Bittern as the Magnesium Source. *Waste Management*, 155, 252–259. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.11.008>.
- Putra, R.P., Zulkarnaini, Z., and Komala, P.S., 2020. Start – Up Proses Anammox Menggunakan Lumpur Telaga Kotobaru Sebagai Inokulum. *Jurnal Teknologi Lingkungan*, 21, 138–146. <https://doi.org/10.29122/jtl.v21i2.4155>.
- Rahayu, R.N., Moersidik, S.S., Christiana, S., 1996. *Tofu Wastewater Treatment using Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor*. Thesis. Universitas Indonesia.
- Ranieri, E., Giuliano, S., and Ranieri, A.C., 2021. Energy Consumption in Anaerobic and Aerobic Based Wastewater Treatment Plants in Italy. *Water Practice and Technology*, 16, 851–863. <https://doi.org/10.2166/wpt.2021.045>.
- REEEP, 2014. Tofu production: a massive opportunity for RE biogas in Indonesia [WWW Document].
- Rizzoli, F., Bertasini, D., Bolzonella, D., Frison, N., and Battista, F., 2023. A Critical Review on the Techno-Economic Feasibility of Nutrients Recovery from Anaerobic Digestate in the Agricultural Sector. *Separation and Purification Technology*, 306, 122690. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122690>.
- Romillac, N., 2019. Ammonification, in: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, pp. 256–263. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10889-9>.
- Sakinah, N.E., Rahmatullah, L.T., Kuncoro, E.P., and Oktavriti, N.I., 2019. Performance of Sequencing Batch Reactor (SBR) of Treated Tofu Wastewater: Variation of Contact Time and Activated Sludge Sources. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 259, 012017. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/259/1/012017>.
- Shaddel, S., Grini, T., Ucar, S., Azrague, K., Andreassen, J.-P., and Østerhus, S.W., 2020. Struvite Crystallization by Using Raw Seawater: Improving Economics and Environmental Footprint While Maintaining Phosphorus Recovery and Product Quality. *Water Research*, 173, 115572. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115572>.

- Shih, K., and Yan, H., 2016. The Crystallization of Struvite and Its Analog (K-Struvite) From Waste Streams for Nutrient Recycling, in: Environmental Materials and Waste. Elsevier, pp. 665–686. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00026-3>.
- Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G.M., and Molinari, R., 2020. Advances in Struvite Precipitation Technologies for Nutrients Removal and Recovery from Aqueous Waste and Wastewater. *Sustainability (Switzerland)*, <https://doi.org/10.3390/su12187538>.
- Sim, C.H., Yusoff, M.K., Shutes, B., Ho, S.C., and Mansor, M., 2008. Nutrient Removal in a Pilot and Full Scale Constructed Wetland, Putrajaya City, Malaysia. *Journal of Environmental Management*, 88, 307–317. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.011>.
- Sintawardani, N., Hamidah, U., Widyarani, Wulan, D.R., and Nilawati, D., 2022. Recovery of Energy and Materials From Small-Scale Tofu Processing Industries in Indonesia. pp. 231–256. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-9664-7.ch013>.
- Skiba, U., 2008. *Denitrification*. Encyclopedia of Ecology. Elsevier, pp. 866–871.
- Speece, R., 1997. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. *Choice Reviews Online*, 35, 35–0934. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.35-0934>.
- Stumm, W. and Morgan, J.J., 1996. *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Swami, M., Desai, P., Patel, K., and Verma, J., 2019. A Review:“Global Trends in Recovery of Phosphorus by Different Techniques.” *International Journal of Research and Analytical Reviews*, 6.
- Thakur, I.S., and Medhi, K., 2019. Nitrification and Denitrification Processes for Mitigation of Nitrous Oxide from Waste Water Treatment Plants for Biovalorization: Challenges and Opportunities. *Bioresource Technology*, 282, 502–513. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.069>.
- Tong, J., and Chen, Y., 2009. Recovery of Nitrogen and Phosphorus from Alkaline Fermentation Liquid of Waste Activated Sludge and Application of the Fermentation Liquid to Promote Biological Municipal Wastewater Treatment. *Water Research*, 43, 2969–2976. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.04.015>.
- Trang, N.T.T., Yen, L.T.H., Hanh, L.T.H., and Thanh, B.X., 2018. Struvite Formation from Wastewater: Affecting Factors and Nutrient Recovery. *GeoScience Engineering*, 64, 9–13. <https://doi.org/10.2478/gsc-2018-0002>.
- Trygar, R., 2009. *Nitrogen Control in Wastewater Treatment Plants*, second Ed. University of Florida TREEO Center.
- Ueno, Y., and Fujii, M., 2001. Three Years Experience of Operating and Selling Recovered Struvite from Full-Scale Plant. *Environmental Technology*, 22, 1373–1381. <https://doi.org/10.1080/09593332208618196>.
- Voss, M., Bange, H.W., Dippner, J.W., Middelburg, J.J., Montoya, J.P., and Ward, B., 2013. The Marine Nitrogen Cycle: Recent Discoveries, Uncertainties and the Potential Relevance of Climate Change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20130121. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0121>.
- Wang, C.-C., Hao, X.-D., Guo, G.-S., and van Loosdrecht, M.C.M., 2010. Formation of Pure Struvite at Neutral PH by Electrochemical Deposition. *Chemical Engineering Journal*, 159, 280–283. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.02.026>.
- Wang, J., Song, J., Lu, J., and Zhao, X., 2014. Comparison of Three Aluminum Coagulants for Phosphorus Removal. *Journal of Water Resource and Protection*, 06, 902–908. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2014.610085>.
- Wang, S.-K., Wang, X., Tian, Y.-T., and Cui, Y.-H., 2020a. Nutrient Recovery from Tofu Whey Wastewater for the Economical Production of Docosahexaenoic Acid by Schizochytrium Sp. S31. *Science of The Total Environment*, 710, 136448. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136448>.
- Wang, S.-K., Wang, X., Tian, Y.-T., and Cui, Y.-H., 2020b. Nutrient Recovery from Tofu Whey Wastewater for the Economical Production of Docosahexaenoic Acid by Schizochytrium Sp. S31. *Science of The Total Environment*, 710, 136448. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136448>.
- Ward, B.B., 2013. Nitrification, in: Encyclopedia of Ecology. Elsevier, pp. 351–358. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.00697-7>.
- Werkneh, A.A., and Gebru, S.B., 2023. Development of Ecological Sanitation Approaches for Integrated Recovery of Biogas, Nutrients and Clean Water from Domestic Wastewater. *Resources, Environment and Sustainability*, 11, 100095. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100095>.
- Widyarani, Butar Butar, E.S., Dara, F., Hamidah, U., Sriwuryandari, L., Hariyadi, H.R., and Sintawardani, N., 2019. Distribution of Protein Fractions in Tofu Whey Wastewater and Its Potential Influence on Anaerobic

- Digestion. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 277, 012012. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/277/1/012012>.
- Wu, H., and Vaneeckhaute, C., 2022. Nutrient Recovery from Wastewater: A Review on the Integrated Physicochemical Technologies of Ammonia Stripping, Adsorption and Struvite Precipitation. *Chemical Engineering Journal*, 433, 133664. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133664>.
- Wu, J., Li, Y., Xu, B., Li, M., Wang, J., Shao, Y., Chen, F., Sun, M., and Liu, B., 2022. Effects of Physicochemical Parameters on Struvite Crystallization Based on Kinetics. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19, 7204. <https://doi.org/10.3390/ijerph19127204>.
- Zeng, L., and Li, X., 2006. Nutrient Removal from Anaerobically Digested Cattle Manure by Struvite Precipitation. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5, 285–294. <https://doi.org/10.1139/s05-027>.
- Zhang, Z., 2022. *Seawater as Magnesium Source for Struvite Recovery from Wastewater*. Thesis. University of Auckland, Auckland.
- Zhou, Y., and Wang, J., 2023. Detection and Removal Technologies for Ammonium and Antibiotics in Agricultural Wastewater: Recent Advances and Prospective. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139027>.
- Zhou, Y., Zhu, Y., Zhu, J., Li, C., and Chen, G., 2023. A Comprehensive Review on Wastewater Nitrogen Removal and Its Recovery Processes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20, 3429. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043429>.
- Zulkarnaini, Z., Komala, P.S., and Almi, A., 2021. Anammox Biofilm Process Using Sugarcane Bagasse as an Organic Carrier. *Indonesian Journal of Biotechnology*, 26, 25. <https://doi.org/10.22146/ijbiotech.58554>.