

Mikrolevien hyödyntäminen yhdyskuntajäteveden- puhdistuksessa ja menetelmiin vaikuttava lainsäädäntö

TkK-tutkielma
Turun yliopisto
Bioteknologian laitos
Biotekniikka
Huhtikuu 2024
Juulia Jokinen

(turnitin)

TURUN YLIOPISTO

Bioteknologian laitos

JUULIA JOKINEN Mikrolevien hyödyntäminen yhdyskuntajätevesien puhdistuksessa ja menetelmiin vaikuttava lainsäädäntö

Kandidaatintutkielma, 19 s.

Biotekniikka

Maaliskuu 2024

Jätevedenpuhdistus on yksi yhteiskunnan tärkein perustehtävä, joka turvaa ympäristöä ja vesivarojamme. Yhdyskuntajätevesi sisältää paljon erilaisia aineita, joista tämänhetkisillä menetelmillä keskitytään poistamaan vain fosforia, typpeä, orgaanista ainesta ja kiintoainesta biologisin, mekaanisin ja kemiallisin yksikköprosessein. Mikrolevät ovat fotosynteettisiä mikro-organismeja, joita voidaan hyödyntää jätevedenpuhdistuksessa. Niitä käyttämällä voidaan poistaa jätevedestä aineita, joita nykyinen aktiivilietemenetelmä ei kykene poistamaan, tehostaa puhdistustulosta sekä pienentää energian- ja kemikaalikulutusta.

Mikrolevät poistavat aineita jätevedestä biosorptiolla, bioakkumulaatiolla ja biologisella hajottamisella. Ne kykenevät sopeutumaan vaikeisiin kasvatusolosuhteisiin ja saavat kaiken tarvitsemansa energian auringonvalosta. Niitä voidaan kasvattaa niin avoimina kuin suljettuina järjestelminä ja niiden avulla voidaan parantaa perinteistä aktiivilieteprosessia. Tällöin kustannuksia sekä kemikaali- ja energiankulutusta saadaan pienemmäksi, ja puhdistustulos paranee.

Mikrolevien hyödyntämistä rajoittaa pohjoisen kylmä ja pimeä talvi, menetelmien investointikustannukset, joidenkin mikroepäpuhtauksien tehoton poisto tutkimustiedon puute ja mikroleväbiomassan erottelu jätevedestä. EU:ssa mikrolevät nähdään kuitenkin mahdollisuutena, minkä lisäksi jätevedenpuhdistuksen lainsäädännön tiukentumisen takia tarvitaan uusia menetelmiä.

Avainsanat: haitalliset aineet, jäteveden käsittely, mikrolevät

Sisällysluettelo

1 Johdanto	2
2 Jätevedenpuhdistus tällä hetkellä	3
2.1 Yleistä jätevedenpuhdistuksesta	3
2.2 Aktiivilieteprosessi	4
2.3 Jäteveden merkitys	5
3 Mikroleväpuhdistuksen tekniikat	6
3.1 Mitä mikrolevät ovat?.....	6
3.2 Mikroleväpuhdistuksen biologiset mekanismit.....	6
3.2.1 Biosorptio.....	6
3.2.2 Bioakkumulaatio.....	7
3.2.3 Biologinen hajottaminen.....	8
3.3 Mikrolevien kasvatus	9
3.4 Mikrolevä-aktiivilieteprosessi	11
3.5 Rajoitukset.....	13
4 Yhdyskuntajätevesidirektiivi ja mikrolevät	15
4.1 Yhdyskuntajätevesidirektiivi (91/271/ETY)	15
4.2 E-PRTR-asetus (166/2006/ETY)	17
4.3 Lainsäädännön vaikutus mikroleväpuhdistukseen	17
5 Yhteenveto	18
Lähteet.....	18

1 Johdanto

Vettä voidaan pitää ihmiskunnan tärkeimpänä aineena. Käytettävän veden tulee kuitenkin olla puhdasta ja turvallista. Jätevedenpuhdistuksella on suuri vaikutus ympäristöömme ja vesivaroihimme. Suomessa puhdistetaan vuosittain noin 500 miljoonaa m³ yhdyskuntajätevettä, ja puhdistettu vesi johdetaan vesistöihin (Laitinen ja muut 2014). Jätevedenpuhdistuksella on siten suora vaikutus vesivaroihimme. Vesistökuormitusta eli vesistöä kuormittavien aineiden päätymistä vesistöön on pienentänyt jätevedenpuhdistuksen kehittyminen (Laitinen ja muut 2014). Aiheekseni valikoitui mikrolevien hyödyntäminen jätevedenpuhdistuksessa, sillä kesätöissä jätevesilaboratoriossa kiinnostuin alasta.

Yhdyskuntajätevesi sisältää paljon ympäristölle, vesistölle ja terveydelle haitallisia aineita, kuten typpeä, fosforia, orgaanista ainesta, kiintoainesta sekä yhä enemmän haitallisia aineita, kuten raskasmetalleja ja uusia haitta-aineita (Abdelfattah ja muut 2023; Laitinen ja muut 2014). Typpi ja fosfori aiheuttavat rehevöitymistä sekä kiintoaine vesistöjen samentumista ja liettymistä (Laitinen ja muut 2014).

Suomessa jätevedenpuhdistus tavoittelee tällä hetkellä kiintoaineen poistamista mekaanisin menetelmin, fosforin poistoa pääasiassa kemiallisella saostuksella sekä typen ja orgaanisen aineksen poistoa biologisella menetelmällä, aktiivilieteprosessilla (Laitinen ja muut 2014). Muiden aineiden poistamiseksi ei ole vielä kansallisia vaatimuksia. Euroopan unionissa (EU) ja Suomessa on viime vuosina käyty keskustelua jätevedenpuhdistuksen vaatimuksista, ja tarkennuksia onkin luvassa EU:n päivittäessä jätevesidirektiiviä (COM/2022/541). Jätevedenpuhdistussektori tulee tarvitsemaan uusia tekniikoita vaatimusten toteuttamiseksi. Tämänhetkiset menetelmät eivät teknisesti, ekologisesti tai taloudellisesti pysty vastaamaan direktiiviehdotuksen asettamaan tarpeeseen.

Mikrolevät ovat fotosynteettisiä mikrobeja, joiden hyödyntämismahdollisuudet ovat laajat. Niiden avulla voidaan puhdistaa jätevedestä erilaisia aineita kuten ravinteita, raskasmetalleja ja haitta-aineita (Abdelfattah ja muut 2023). Aiheesta on paljon pilottivaiheen tutkimuksia, mutta kaupallisen mittakaavan tutkimukset kuitenkin uupuvat. Pohjoisen vuodenaajat ja mikroleväbiomassan erottelu jätevedestä tuottavat haasteita. Mikrolevämenetelmät osoittavat kuitenkin suurta potentiaalia ja niiden avulla voidaan vähentää jätevedenpuhdistuksesta aiheutuvia kasvihuonekaasupäästöjä ja pienentää prosessin energiantarvetta (Campos ja muut 2016), menetelmät ovat

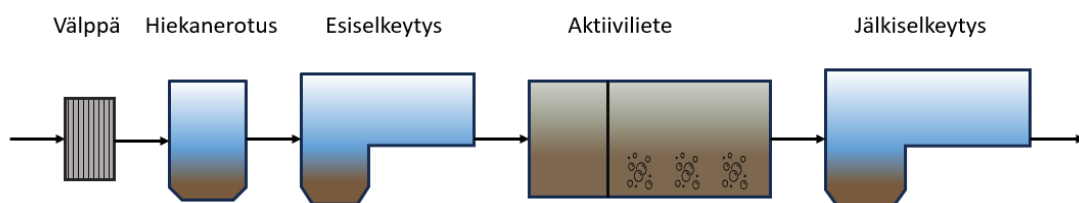
kustannustehokkaita ja pienentävät puhdistukseen tarvittavaa pinta-alaa (Abdelfattah ja muut 2023).

Kandidutkielmani käsittelee mikrolevien hyödyntämismahdollisuuksia yhdyskuntajätevesien puhdistuksessa. Tutkielman ensimmäinen luku pureutuu jätevedenpuhdistuksen tämänhetkiseen tilaan Suomessa. Toisessa luvussa käsittelem mikroleväpuhdistusta. Esittelen mikrolevät, niiden biologiset puhdistusmekanismit ja kasvatuksessa huomioitavat asiat. Lisäksi perehdyn mikrolevien ja aktiivilietteen yhteiskasvatukseen ja pohdin mikroleväpuhdistukseen liittyviä rajoitteita. Kolmannessa luvussa käsittelem aiheeseen liittyvää kansallista ja EU-tasoista lainsäädäntöä, ja sen vaikutusta menetelmän hyödyntämispotentiaaliin.

2 Jätevedenpuhdistus tällä hetkellä

2.1 Yleistä jätevedenpuhdistuksesta

Jätevedenpuhdistus on prosessi, joka koostuu primaarisista ja sekundaarisista vaiheista. Primaarinen jätevedenpuhdistus tähtää kiintoaineen poistamiseen vedestä, ja sekundaarisen puhdistuksen tavoitteena on orgaanisen aineksen poistaminen biologisella puhdistuksella (Abdelfattah ja muut 2023). Ympäristöministeriön Parhaan käyttökelpoisen tekniikan raportin mukaan yleisin jätevedenpuhdistamon kokoonpano suomalaisilla selvitykseen vastanneilla puhdistamoilla rakentuu välpystä (primaarinen), hiekanerotuksesta (primaarinen), esiselkeytyksestä (primaarinen), aktiivilieteprosessista (sekundaarinen) ja jälkiselkeytyksestä (sekundaarinen) (kuva 1) (Laitinen ja muut 2014). Lisäksi prosessin loppuun voidaan käyttää tertiäarisiiä menetelmiä eli jälkikäsitteilyä puhdistustuloksen parantamiseksi (Laitinen ja muut 2014).



Kuva 1. Yleisin jätevedenpuhdistamoprosessi Suomessa koostuu välpystä, hiekanerotuksesta, esiselkeytyksestä, aktiivilieteprosessista ja jälkiselkeytyksestä. Väljän avulla poistetaan suurin kiintoaines ja hiekanerotuksella raskas kiintoaines. Esi- ja jälkiselkeytyksellä kiintoainehiukkaset poistetaan. Aktiivilieteaaltaassa tapahtuu biologinen puhdistusprosessi. Kuva on piirretty Parhaan käyttökelpoisen tekniikan raportin kuvan mukaan.

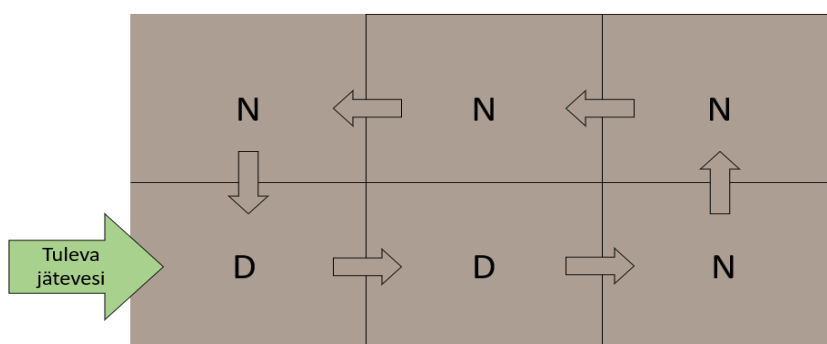
Mekaanisessa puhdistuksessa jätevedestä poistetaan suurin kiintoaines kuten oksat ja rievut välpillä sekä hiekka hiekanerotusaltaassa (Laitinen ja muut 2014). Fosforin poisto tapahtuu kemiallisesti lisäämällä saostuskemikaalia esi-, jälki- tai rinnakkaissaostuksena. Saostuskemikaalina käytetään yleensä alumiini- tai rautasuoloja (Abdelfattah ja muut

2023). Liukoinen fosfori sakkaantuu kiinteiksi flokeiksi, jotka poistetaan vedestä laskeuttamalla flokit altaan pohjalle, josta ne kaavitaan pois. Biologisessa puhdistuksessa mikrobit sitovat pääasiassa tyyppeä, mutta myös muita ravinteita biomassaan. Suomessa yleisin biologinen prosessi on aktiivilieteprosessi, jonka rinnalla suoritetaan fosforin rinnakkaisaostus. Fosforin poistaminen jätevedestä lupamääräysten vaatimusten mukaisesti ei onnistu yksin biologisella puhdistuksella (Laitinen ja muut 2014).

2.2 Aktiivilieteprosessi

Biologinen puhdistusprosessi on jätevedenpuhdistuksen tärkein käsittelymenetelmä (Abdelfattah ja muut 2023). Menetelmän perustana on mikrobeista koostuva aktiiviliete, joka hajottaa orgaanista ainesta ja ravinteita jätevedestä. Merkittävä osa orgaanisesta kuormasta poistetaan biologisella puhdistuksella. Prosessi vaatii kuitenkin suuria

Nitrifikaatio:



Kuva 2. Ilmastusallas voidaan jakaa lohkoihin, joissa puhdistettavaa vettä kierrätetään. Altaassa on ensin hapettomat D-lohkot, joissa toimii denitrifikaatiobakteereja., D-lohkojen jälkeen on hapellisia N-lohkoja, joissa toimii nitrifikaatiobakteereja.

rakenteita ja paljon aktiivilietettä, jonka prosessointi on kallista ja energiaa vievää (Abdelfattah ja muut 2023). Aktiivilieteprosessi voidaan järjestää niin, että prosessialtaat on jaoteltu hapellisiin ja hapettomiin lohkoihin, joissa lietettä kierrätetään (Laitinen ja muut 2014). DN-prosessi on yleinen muoto, jossa on ensin anaerobiset denitrifikaatiolohkot (D), joiden jälkeen on aerobiset nitrifikaatiolohkot (N) (kuva 2). Denitrifikaatioaltaissa denitrifikaatiobakteerit pelkistävät nitraatin (NO_3^-) typpikaasuksi (N_2). Nitrifikaatioaltaissa nitrifikaatiobakteerit hapettavat ammoniumionit (NH_4^+) nitriitin (NO_2^-) kautta nitraatiksi. Nitraatin hapettaminen ei vaadi liukoista happea ja voi tapahtua samassa altaassa denitrifikaation kanssa. Nitrifikaatio- ja denitrifikaatiobakteerit ovat herkkiä ja niiden kasvu on hidasta, jonka vuoksi altaiden tilavuuden on oltava suuri. Denitrifikaatiobakteerit vaativat tehokasta sekoitusta ja hapettomat kasvuolosuhteet, sillä hapellisissa oloissa ne eivät pelkistä nitraattia. Nitrifikaatiobakteerit vaativat ilmastusta (Laitinen ja muut 2014).

2.3 Jäteveden merkitys

Jätevedenpuhdistuksella on suuri merkitys yhteiskunnalle. Jätevesi aiheuttaa päästöjä vesistöihin ja ilmaan (Laitinen ja muut 2014). Tehokas jätevedenpuhdistus vähentää rehevöitymistä, parantaa hygieniatasoa, turvaa vesiekosysteemejä ja talousveden tuotantoa. Kiertotalouden kannalta on tärkeää, että jäteveden sisältämät ravinteet saadaan talteen ja voidaan käyttää uudelleen.

Rehevöityminen on ympäristöongelma, joka aiheutuu minimiravinteiden määrän kasvusta, joka taas johtaa perustuotannon ja hapenkulutuksen kasvuun vesistöissä (Laitinen ja muut 2014). Perustuotanto on kasvien tuottaman biomassan määrä ekosysteemissä, ja minimiravinne on ravinne, jota esiintyy vesistöissä vähiten, minkä vuoksi sen pitoisuus vesistöissä säätelee kasvua. Suomen vesistöjen merkittävimmät rehevöitymistä aiheuttavat ravinteet ovat fosfori (sisävesissä) ja typpi (merialueilla), ja ravinnekuormaa on saatu pudotettua tehokkaalla jätevedenkäsittelyllä. Vuonna 2011 yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen fosfori aiheutti 4 % ja typpi 15 % vesistöjen kokonaiskuormituksesta (Laitinen ja muut 2014).

Jätevesissä esiintyy yhä enemmän uusia haitta-aineita (emerging contaminants, EC), joiden pitkäaikaisvaikutuksia ei tunneta riittävästi (Sutherland ja Ralph 2019). Usealla yhdisteellä ei tästä syystä ole lainkaan sääntelyä. Uudet haitta-aineet ovat pääasiassa synteettisiä orgaanisia yhdisteitä kuten pestisidejä eli torjunta-aineita, lääkeaineita ja palonestoaineita. Ne rikastuvat ravintoketjussa ja ovat usein erittäin pysyviä (Sutherland ja Ralph 2019). Vaikka lääkeaineidenkin pitoisuudet jätevesissä ovat yleensä hyvin pieniä, nanogrammoista mikrogrammoihin, ne herättävät kasvavaa huolta (World Health Organization 2012). Maailman terveysjärjestö WHO:n mukaan jätevesi aiheuttaa alle 0,1 µg/l pohja- ja pintaveden lääkeainekuormasta. (World Health Organization 2012.) Haitta-aineet ja mikroepäpuhtaudet huolettavat myös EU:ssa (COM/2022/541). Tavanomaisia jätevedenpuhdistamoja ei ole suunniteltu poistamaan uusia haitta-aineita, joten uusia ratkaisuja tarvitaan.

Nykymuotoisesta jätevedenpuhdistusprosessista aiheutuu suorja (Campos ja muut 2016) ja energiantuotannosta epäsuoria kasvihuonekaasupäästöjä. Lisäksi operationaaliset kulut ovat korkeat (Abdelfattah ja muut 2023). Jätevedenpuhdistus aiheuttaa (EU) lähes 35 miljoonaa tonnia hiilidioksidipäästöjä vuodessa (COM/2022/541). Biologisessa prosessissa syntyy hiilidioksidia, typpioksidia ja metaania (Campos ja muut 2016). Suuri osa jätevedenpuhdistuksen kustannuksista muodostuu kemikaali- ja energiakustannuksista. Keksisuurilla ja suurilla puhdistamoilla nämä muodostavat yli 40

% laitosten kustannuksista (Laitinen ja muut 2014). Jätevedenpuhdistustekniikkaa on siis kehitettävä taloudellisempaan, energiatehokkaampaan ja ilmastoystävällisempään suuntaan.

3 Mikroleväpuhdistuksen tekniikat

3.1 Mitä mikrolevät ovat?

Mikroleviä tavataan kaikissa vesiekosysteemeissä makeissa ja suolaisissa (Anbalagan 2018). Ne tuottavat 50 % ilmakehän hapestä (Abdelfattah ja muut 2023). Mikroleväsolut rakentuvat soluseinästä, solukalvosta, solulimasta, tumasta ja soluelimistä (Chai ja muut 2021). Mikroleviä voidaan hyödyntää niin teollisen, kunnallisen kuin maataloudesta peräisin olevan jäteveden käsittelyssä (Abdelfattah ja muut 2023), ja niiden avulla on mahdollista poistaa käsiteltävästä jätevedestä orgaanisia ja epäorgaanisia yhdisteitä (Sutherland ja Ralph 2019).

Mikrolevät ovat fotosynteettisiä pääasiassa yksisoluisia mikro-organismeja (Abdelfattah ja muut 2023). Mikroleviä on esitumallisia (prokaryoottisia), kuten syanobakteerit, ja aitotumallisia (eukaryoottisia). Ne kykenevät muuttamaan auringon valoenergiaa, hiilidioksidia (CO₂) ja vettä orgaaniseksi biomassaksi maanpäällisiä kasveja tehokkaammin. Fotosynteesi tapahtuu joko erityisellä soluelimellä viherhiukkasella tai soluliman tylakoidikalvostoilla (Anbalagan 2018). Mikrolevät sietävät ja sopeutuvat monenlaisiin olosuhteisiin ja ne kasvavat nopeasti. Autotrofiset mikrolevät käyttävät hiililähteenään epäorgaanista hiilidioksidia ja heterotrofiset mikrolevät hyödyntävät yksinkertaisia orgaanisia hiiliyhdisteitä kuten etanolia ja metanolia. Osa mikrolevistä on miksotrofisia eli ne pystyvät käyttämään sekä hiilidioksidia että orgaanista hiiltä (Abdelfattah ja muut 2023). Ravinteiden talteenotto tapahtuu rinnakkaisesti fotosynteesireaktioiden kanssa (Anbalagan 2018).

3.2 Mikroleväpuhdistuksen biologiset mekanismit

Mikrolevät poistavat jätevedestä aineita kolmella eri mekanismilla, biosorptiolla, bioakkumulaatiolla ja biologisella hajottamisella (Abdelfattah ja muut 2023). Mekanismit perustuvat mikrolevien solurakenteisiin, solutasonmuutoksiin ja aineenvaihduntaprosesseihin.

3.2.1 Biosorptio

Biosorptio on passiivinen aineen talteenottomekanismi (Abdelfattah ja muut 2023), jonka avulla mikrolevät voivat poistaa orgaanisia haitta-aineita, raskasmetalleja, torjunta-aineita ja aromaattisia yhdisteitä vedestä (Mustafa ja muut 2021). Prosessissa biologinen

kiinteä materiaali toimii sitoja-aineena eli sorbenttina, jonka pintaan sitoutuva aine eli substraatti sitoutuu passiivisesti nesteestä. Substraatti voi olla liuenneena tai seoksena nesteessä. Sorbenttina voi toimia elävä tai kuollut mikro-organismi tai sen osa (Abdelfattah ja muut 2023).

Biosorptio on tasapainoreaktio, joka tapahtuu mikrolevän soluseinällä kemiallis-, fysikaalis- ja metabolisten prosessien vaikutuksesta (Abdelfattah ja muut 2023). Soluseinän funktionaaliset ryhmät kuten sulfaatti-, amino-, fosfaatti-, karboksyyli- ja hydroksyyli-ryhmät toimivat aktiivisina kohtina aiheuttaen mikrolevän pintaan negatiivisen nettovarauksen ja vastaten näin substraattien sitomisesta. Myös solunsisäiset pintarakenteet mikrolevissä voivat toimia sorbentteina. Mitä suurempi affiniteetti sorbentilla on substraattiin, sitä tehokkaammin ja enemmän substraattia sitoutuu. pH, mikrolevien pinnanmuoto, koko, muiden metallien läsnäolo ja biomassan konsentraatio vaikuttavat raskasmetallien poistamiseen vedestä biosorptiolla (Abdelfattah ja muut 2023). Soluseinän pinnan negatiivisuuden varauksen ansiosta biosorptiolla voidaan poistaa vedestä positiivisesti varautuneita hydrofobisia substraatteja (Sutherland ja Ralph 2019).

3.2.2 Bioakkumulaatio

Bioakkumulaatio tai biokonsentroituminen on aktiivinen aineen talteenottomekanismi, joka tapahtuu soluontelossa (Abdelfattah ja muut 2023). Bioakkumulaatio on biosorptiota hitaampi prosessi ja se vaatii energiaa substraattien sisäänottoon. Bioakkumulaation avulla vedestä voidaan poistaa epäorgaanisia ja orgaanisia yhdisteitä kuten sulfaatteja, nitraatteja ja fosfaatteja. Substraatit joko metaboloidaan tai ne kertyvät soluun (Abdelfattah ja muut 2023).

Bioakkumulaatiota edeltää bioadsorptio eli substraatit kiinnittyvät solun pintaan. Bioadsorption jälkeen substraatit kuljetetaan solukalvon läpi joko passiivisella diffuusiolla (pienet polaarittomat ja rasvaliukoiset molekyylit), avustetulla diffuusiolla (polaariset ja suuret molekyylit) tai aktiivisella kuljetuksella (kuljetus konsentraatiogradienttia vastaan) (Abdelfattah ja muut 2023). Solukalvon sisällä substraatit kiinnittyvät solunsisäisiin rakenteisiin kuten proteiineihin (Sutherland ja Ralph 2019).

Passiivisella diffuusiolla substraatit kulkevat soluun ilman ulkoista energiaa (Sutherland ja Ralph 2019). Altistuminen tietylle substraatille voi muuttaa solukalvon läpäisevyyttä, jolloin passiivinen diffuusio voi mahdollistua sille tai muille substraateille. Avustetulla

diffuusiolla substraatit kulkevat soluun taas kuljetusproteiinin avulla. Aktiivinen kuljetus vie energiaa substraatin kulkiessa konsentraatiogradienttia vastaan. (Sutherland ja Ralph 2019)

3.2.3 Biologinen hajottaminen

Biosorptio ja bioakkumulaatio toimivat biologisen suodattimen tavoin eivätkä ne muuta substraatin rakennetta toisin kuin biologinen hajottaminen (Sutherland ja Ralph 2019). Biologinen hajottaminen eli biotransformaatio on reaktiosarja, jossa mikrolevät pilkkovat haitta-aineet pienemmiksi ja turvallisemmiksi molekyyleiksi entsyymien avulla (Sutherland ja Ralph 2019). Biologinen hajottaminen voi tapahtua solun sisällä, ulkopuolella tai molemmissa (Tiwari ja muut 2017).

Biohajottaminen voidaan jakaa metaboliseen hajottamiseen ja yhteisaineenvaihduntaan eli cometaboliaan. Metabolisessa hajottamisessa haitta-aine toimii pääenergianlähteenä ja/tai päähiililähteenä solun kasvussa (Tiwari ja muut 2017). Haitta-aineen hyödyntäminen onnistuu vain, jos se on myrkytön tai sen haitat ovat vähäiset. Lisäksi haitta-aineen pitoisuuden tulee olla riittävän korkea pilkkomiseen tarvittavien entsyymien tai kofaktorien tuottamiseksi. Yhteisaineenvaihdunnassa mikrolevät hajottavat kasvulle ei-välttämättömiä yhdisteitä toisen yhdisteen samanaikaisessa hajotuksessa. Yhteisaineenvaihdunnalla voidaan pilkkoa yhdisteitä, jotka eivät tarjoa riittävästi energiaa mikrolevien kasvulle (Tiwari ja muut 2017).

3.3 Mikrolevien kasvatus

Mikrolevät kykenevät sopeutumaan erinomaisesti vaativiin olosuhteisiin ja niillä on kyky sietää jäteveden toksisia yhdisteitä (Abdelfattah ja muut 2023). Niiden kasvun optimoimiseksi on huomioitava usea tekijä: lämpötila ja sen vaihtelu, pH, suolapitoisuus, valon määrä ja laatu, ravinteiden saatavuus, toksiinit ja inhibiittorit, hiililähde ja sekoitus. Mikrolevät poistavat jätevedestä hyvin tehokkaasti typpeä ja fosforia hyödyntääkseen ne proteiinisynteesissään. Pääosa jäteveden tyyppistä on peräisin yhdisteiden hajoamisesta, kun taas noin 50 % fosforista on peräisin synteettisistä puhdistusaineista (Abdelfattah ja muut 2023).

Mikrolevät voivat hyödyntää fotosynteesissä ilmakehän hiilidioksidia tai jäteveden bakteerien soluhengityksellä tuottamaa hiilidioksidia epäorgaanisena hiililähteenään. Hiilidioksidin määrän siedossa on lajienvälistä vaihtelua ja suuri osa lajeista sietää vain matalia pitoisuuksia (Mustafa ja muut 2021). Ravinteiden poistoa voidaan kuitenkin tehostaa lisäämällä hiilidioksidin saatavuutta mikroleville (Anbalagan 2018).

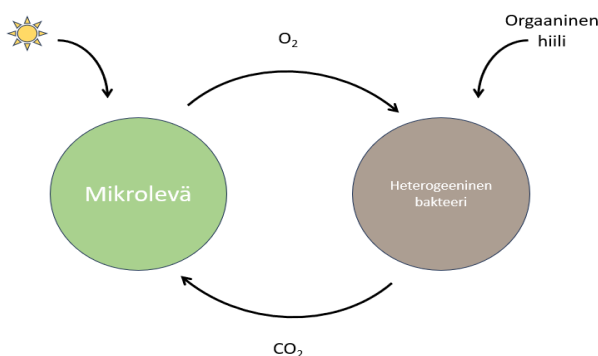
Fotoautotrofiset mikrolevät saavat kaiken tarvitsemansa energian auringon valoenergiasta, mutta tuottavaa fotosynteesiä varten ne tarvitsevat valon lisäksi pimeän jakson (Chai ja muut 2021). Valo on mikrolevien tyypillisin kasvua rajoittava tekijä (Rathod 2015), sillä valon intensiteetillä on suora yhteys fotosynteesiin (Anbalagan 2018). Liian alhaisella intensiteetillä fotosynteesi tuottaa yhtä paljon happea kuin solut kuluttavat soluhengityksellä. Intensiteetin kasvaessa tuottavuus nousee lineaarisesti, kunnes saavutetaan maksimaalinen taso ja lopulta intensiteetin kasvu rajoittaa fotosynteesiä ja kasvua (Anbalagan 2018).

Kasvatuslämpötilalla ja pH-arvolla on suuri merkitys mikrolevien tuotantoteholle (Rathod 2015). Kasvatuslämpötilan tulisi yleensä olla mahdollisimman lähellä niitä lämpötilaolosuhteita, joista mikroleväkanta on kerätty. Suomessa liian korkeat lämpötilat eivät ole ongelma, vaan pitkä ja kylmä talvi. Suuri lämpötilan vaihtelu voi vaikuttaa kasvuun. Mikroleväkasvatusten pH nousee mikrolevien ottaessa veteen liuennutta hiilidioksidia sisäänsä fotosynteesissä, joten pH:n seuranta ja säätely on tärkeää kasvatuksen aikana. Tyypillisin optimaalinen pH-arvo on 8,2–8,7. Myös suolapitoisuuden tulee olla sopiva. Suotuisin suolapitoisuus on hieman alhaisempi lajin tyypillisen kasvuympäristön suolapitoisuuteen verrattuna (Rathod 2015).

Mikroleviä voidaan kasvattaa monella eri menetelmällä, avoimina, suljettuina ja immobilisoituina systeiminä (Rathod 2015). Avoin kasvatusta on edullisin ja yksinkertaisin järjestelmä ja skaalattavissa suureenkin mittakaavaan, mutta se on herkkä ulkopuolisille vaikutuksille. Suljettu kasvatusta eli fotobioreaktori on toinen kasvatusta menetelmä. Suljettujen systeemien etuna on parempi valon pääsy soluille, mutta teknologia on monimutkaisempi, vaatii asiantuntijaosaamista ja vie paljon energiaa, jolloin operationaaliset kustannukset ovat korkeat. Immobilisoidussa kasvatusta mikroleväsolut on kiinnitetty kiinteän aineen pintaan, jolloin ne eivät pääse liikkumaan. Immobilisoidut solut on helpompi kerätä kasvatusta, mutta menetelmän toimivuutta ei ole juuri tutkittu laboratoriomittakaavaa suuremmassa skaalassa (Rathod 2015). Pohjoisen olosuhteissa suljetun ja avoimen systeimin yhdistelmä tuo etuja täysin avoimeen systeemiin verrattuna (Anbalagan 2018). Euroopassa 71 % mikroleväkasvatusta tapahtuu fotobioreaktoreissa (suljettu systeemi), 19 % altaissa ja 10 % fermentoreissa (suljettu systeemi) (Kuech ja muut 2023).

3.4 Mikrolevä-aktiivilieteprosessi

Koska aktiivilieteprosessi ei ole riittävän tehokas menetelmä mikroepäpuhtauksien poistamiseen, tarvitaan uusia puhdistusmenetelmiä (Tiwari ja muut 2017). Mikroleviä voidaan kasvattaa yhteiskasvatuksena jätevetä puhdistavan aktiivilietteen bakteerien kanssa puhdistustuloksen parantamiseksi (Mujtaba ja Lee 2017). Bakteerit ja mikrolevät voivat elää symbioosissa (kuva 3), jossa bakteerit hyödyntävät mikrolevien tuottamaa happea ja yksinkertaisia orgaanisia yhdisteitä ja jossa mikrolevät hyödyntävät bakteerien tuottamaa hiilidioksidia. Mikroleviä voidaan kasvattaa lietteen joukossa tai ne voidaan immobilisoida kiinteään pintaan, jolloin niiden erottelu lietteestä on helpompaa. Mikrolevien immobilisointi saattaa myös vaikuttaa niiden ravinteidenottoon tehostaen sitä (Mujtaba ja Lee 2017). Lietteen viipymäajalla eli kuinka kauan solut kiertävät prosessissa on suuri merkitys mikrolevien ja bakteerien ravinteidenotolle (Anbalagan 2018). Myös mikrolevää sisältävästä lietteestä voidaan tuottaa biokaasua (Anbalagan 2018).



Kuva 3: Mikrolevien ja heterogeenisten bakteerien symbioosi.

Mikroleväpuhdistuksen yhdistäminen perinteisiin puhdistusmenetelmiin on hyvin kustannustehokasta, ja ne tarvitsevat huomattavasti vähemmän pinta-alaa perinteiseen ilmastukseen verrattuna (Abdelfattah ja muut 2023). Tavanomaisen ilmastuksen operationaaliset kustannukset ovat merkittävimpiä aktiivilieteprosessin kustannuksia. Mikrolevien avulla näitä kustannuksia voitaisiin laskea, sillä mikrolevien tuottama happi vähentää ilmastuksen tarvetta (Campos ja muut 2016). Ilmastuksen tarpeen vähentäminen ja mikrolevien sitoma hiilidioksidi vähentävät aktiivilieteprosessin synnyttämiä suorja ja epäsuoria kasvihuonekaasupäästöjä (Campos ja muut 2016). Huomioitavaa on kuitenkin se, että mikrolevien tuottama hyvin korkea happipitoisuus voi olla myrkyllistä nitrifikaatiobakteereille (Anbalagan 2018).

Mujtaba ja Lee (2017) tutkivat laboratoriomittakaavan tutkimuksessaan *Chlorella vulgaris* -mikrolevän ja aktiivilietteen yhteiskasvatusta kasvatussuhteilla (R)

(aktiiviliete/mikrolevä) (0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10) ja vertasivat yhteiskasvatuksen puhdistustuloksia *C. vulgaris* -puhdasviljelmän sekä aktiivilietteen puhdistustuloksiin. Tutkimuksen tulokset on esitetty taulukossa 1. Pelkkä aktiiviliete ei pystynyt poistamaan typpeä, sillä alkaliteettia ei säädelty, eikä kasvatusta ilmastettu nitrifikaation estämiseksi. Paras typen- ja fosforinpoisto saavutettiin yhteiskasvatuksilla, joiden R oli pieni. Typenpoistolle paras R oli 0,5 ja sillä saavutettiin 95 % poisto. Kun R:n arvo oli suurempi kuin 2, yhteiskasvatuksen typenpoisto oli *C. vulgaris* -puhdasviljelmää huonompi. Fosforinpoisto oli 100 % R:n arvoilla 0,5 ja 1,0. Korkeammat R:n arvot johtivat yhteiskasvatuksissa mikrolevien kasvun hidastumiseen, sillä valo ei päässyt soluille aktiivilietteen sameuden takia. Tutkimus osoittaa, että yhteiskasvatus saattaa tehostaa mikrolevien puhdistusta (Mujtaba ja Lee 2017). DN-prosessilla voidaan tyypillisessä tilanteessa saavuttaa vain 50–70 % kokonaistypenpoisto (Laitinen ja muut 2014). Fosforin poistossa voidaan aktiivilieteprosessissa saavuttaa 100 % poistoteho rinnakkaisaostuksella, mikä vaatii kuitenkin suuren määrän kemikaaleja (Laitinen ja muut 2014).

Jätevedestä poistettava aine	aktiiviliete	<i>C. vulgaris</i>	Yhteiskasvatus
Ammoniumtyppi (NH ₃ -N)	ei poistoa	lähes 83 %	30–95 %
Fosfori	36 %	100 %	76–100 %

Taulukko 1. Taulukossa esitetään Mujtaban ja Leen (2017) tutkimuksen tuloksia. Toisessa sarakkeessa on aktiivilietteen poistoteho, kolmannessa *C. vulgaris* -puhdasviljelmän poistoteho ja neljännessä *C. vulgaris* -lajin ja aktiivilietteen yhteiskasvatuksen poistoteho.

Anbalagnan esittää väitöskirjassaan (2018) tutkimustensa tuloksia mikrolevä-aktiivilietepuhdistuksesta pohjoisen olosuhteissa. Tutkimuksissa selvitettiin mikroleväbakteerikasvatusten puhdistustehoja laboratorio-olosuhteissa 2, 4 ja 6 päivän prosessin viipymääjoilla (HRT). Suurempi HRT (4 tai 6 päivää) tuotti paremman typenpoiston kuin pienempi (2 päivää) ja puhdistusteho oli suurempi matalammilla tyypipitoisuuksilla. Suuremman HRT:n havaittiin tehostavan myös fosforinpoistoa (Anbalagan 2018).

Lisäksi fosforinpoiston havaittiin kasvavan, kun prosessiin lisättiin hiilidioksidioksidia. Lähes 100 % fosforinpoisto saavutettiin 15 % hiilidioksidipitoisuudella seitsemän päivän kiintoaineksen viipymääjalla (SRT). Yli 15 % hiilidioksidipitoisuus kuitenkin laski puhdistustehoa. Valon spektrillä ja puhdistettavan veden kierrolla systeemissä oli vaikutusta typenpoistoon. Puhdistus oli tehokasta vain lisäämällä fosforia prosessiin. Lisäksi fosforin flokkulaatio rautayhdisteiden avulla rajoitti typenpoistoa (Anbalagan 2018). Tutkimus osoittaa, että mikrolevien ja aktiivilietteen yhteiskasvatuksella on

potentiaalia jätevedenpuhdistuksessa ja että prosessiin vaikuttaa runsas määrä tekijöitä eli lisää tutkimusta tarvitaan.

Mikrolevien ja aktiivilietteen yhteispuhdistuksen käyttöönottoa tukee kustannusten pieneneminen. Tehokkaampi biologinen fosforinpoisto pienentää kemikaalien käytön tarvetta. Kemikaalitarpeen vähentämisellä voitaisiin laskea prosessin kustannuksia ja parantaa huoltovarmuutta. Mikrolevien tuottama happi taas pienentää ilmastuksen ja näin energian tarvetta. Investointikustannusten vaikutuksen minimoimiseksi mikrolevien käyttöönotto voitaisiin sijoittaa jätevedenpuhdistuslaitoksen uusimisen yhteyteen.

3.5 Rajoitukset

Mikrolevien hyödyntäminen jätevedenpuhdistuksessa on lupaava menetelmä, jonka toteuttamisessa on kuitenkin vielä useita ratkaisemattomia esteitä. Mikrolevien avulla ei voida esimerkiksi poistaa kaikkia uusia haitta-aineita tai raskasmetalleja tehokkaasti (Chai ja muut 2021). Suljetut fotobioreaktorit ovat kalliita ja avoimet altaat vaativat suuren pinta-alan. Mikroleväbiomassan erottelu käsiteltävästä jätevedestä on kallista ja haasteellista. Ongelmia aiheutuu myös pohjoisen pitkästä talvesta, joka on kylmä ja valoa on tarjolla vain vähän. Kasvatusympäristön lämmittäminen ja keinovalon käyttäminen taas nostavat kustannuksia. Menetelmien skaalaus kaupalliseen mittakaavaan saattaa aiheuttaa haasteita, ja tutkimuksia onkin tehty lähinnä pilottihankkeina.

Pohjoisen kylmä ilmasto ja vähäinen valonmäärä voivat aiheuttaa ongelmia mikrolevien toimintatehossa (Ferro ja muut 2018). Vuodenaikojen vaihtelun takia valon intensiteetti kesällä voi olla korkea ja valoisa aika pitkä, kun taas pitkän talven aikana valoisa aika jää lyhyeksi ja valon säteilyvoimakkuus on heikko. Myös käsiteltävän jäteveden sameus ja kiinteiden partikkelien korkea määrä voi vaikuttaa mikroleville kulkevan valon määrään, mikä voi vaikuttaa fotosynteesiin ja kasvuun (Chai ja muut 2021). Valo on mikrolevien tärkein energianlähde ja vaikuttaa suoraan mikrolevien toimintaan (Ferro ja muut 2018).

Tyypillinen optimikasvulämpötila mikroleville on 20–25 °C (Ferro ja muut 2018). Korkeammilla ja matalammilla lämpötiloilla kasvu ja fotosynteesi hidastuvat. Suurin mikrolevän biomassan arvioitu tuotto pohjoisen leveysasteella on noin 80 t/ha/vuosi, mikä on kolme kertaa pienempi määrä eteläisempiin leveysasteisiin (Tredici 2010). Pohjoisen olosuhteista on kuitenkin löydetty villejä fotosynteettisiä mikroleväkantoja, jotka ovat sopeutuneet äärimmäiseen kylmyyteen ja valon laadun vaihteluun (Ferro ja muut 2018).

Jätevesi sisältää runsaasti erilaisia haitta-aineita, joiden kaikkien vaikutusta mikrolevien kasvuun ja fotosynteesiin ei tunnetta riittävän hyvin (Rathod 2015). Useat raskasmetallit, puhdistusaineiden ainesosat ja muut mikrobit voivat rajoittaa mikrolevien kasvua. Lisäksi jotkin mikrolevälajit voivat estää toisten lajien kasvua tai voivat tuottaa omaa kasvuaan häiritseviä yhdisteitä. On siis tärkeää kiinnittää huomiota keskenään kasvavien lajien valintaan (Chai ja muut 2021). Myös korkea ammoniakkin pitoisuus haittaa mikrolevien kasvua ja liian korkea orgaanisen aineksen pitoisuus vaikeuttaa ravinteiden talteenottoa mikrolevillä (Rathod 2015).

Merkittäviä ongelmia aiheuttaa mikroleväbiomassan erottelu käsitellystä jätevedestä (Abdelfattah ja muut 2023). Biomassan erottelun kulut ovat korkeat noin 20–30 % kokonaiskustannuksista (Barros ja muut 2015). Uusien edullisempien ja energiatehokkaampien menetelmien löytämiseksi on tehtävä vielä paljon tutkimus- ja kehitystyötä.

Erilaisia yksikköprosesseja biomassan erotteluksi ovat sentrifugointi, spiraalilevytekniikka (Spiral plate technology, SPT), paine-, vakuumi- ja kalvosuodatus, laskeutus sekä flokkulaatio (Fasaei ja muut 2018). Yksinkertaisin edullinen erotusmenetelmä on laskeutus, jossa vettä tiheämmät kiinteät partikkelit laskeutuvat pohjalle, josta ne voidaan kerätä (Gerardo 2015). Kuitenkin mikrolevät laskeutuvat huonosti, ja laskeutumiseen vaikuttavat mikrolevien koko sekä korkea lipidien tai kaasun määrä (Gerardo 2015). Prosessi vaatii lisäksi suuren toiminta-alueen, on hidas ja toimii ainoastaan suurikokoisilla soluilla (Fasaei ja muut 2018).

Flokkulaatiossa mikrolevät muodostavat flokkeja saostuskemikaalia lisätessä (Fasaei ja muut 2018). Aluksi vaaditaan lyhyt nopean sekoituksen jakso ja tämän jälkeen pidempi rauhallisen sekoituksen jakso. Sekoituksen aikana flokit törmäävät toisiinsa ja muodostavat isompia flokkeja, jotka voidaan erotella laskeuttamalla. Flokkulaatio on tämänhetkisistä menetelmistä energiatehokkain, mutta kemikaalikustannukset nostavat kulut muiden erottelumenetelmien tasolle. Kalvosuodatus on tehokas pienen mittakaavan prosesseissa, mutta investointikustannukset ovat korkeat ja suodattimen tukkeutuminen aiheuttaa ongelmia. Sekä flokkulaatiolla, että kalvosuodatuksella voidaan saavuttaa vain rajallinen biomassan maksimikonsentraatio, joten menetelmät tulee yhdistää johonkin toiseen yksikköprosessiin, kuten sentrifugointiin. Kalvosuodatuksessa biomassaa pidättyy puoliläpäisevään kalvoon (Fasaei ja muut 2018).

Sentrifugointi on tehokas menetelmä suuren mittakaavan prosesseissa, mutta investointikustannukset ovat korkeat (Fasaei ja muut 2018). Sentrifugointi perustuu aineiden erottumiseen niiden tiheyden perusteella. Sentrifugoinnilla voidaan saavuttaa 15–20 %:n biomassan kuiva-ainepitoisuus ja prosessi voidaan toteuttaa jatkuvana. Spiraalilevytekniikka, SPT, on erotusmenetelmä, jossa biomassa kerätään pyörivien levyjen avulla, joiden välissä biomassa erottuu g-voimien vaikutuksesta. SPT on tehokas pienen mittakaavan prosesseissa ja sen avulla kuiva-ainepitoisuus voi saavuttaa jopa 30 % (Fasaei ja muut 2018).

Paine- ja vakuumsuodatus perustuvat biomassan erottumiseen kokoeron perusteella (Fasaei ja muut 2018). Liian suuret partikkelit pidättyvät suodattimeen nesteestä sen lävitse. Painesuodatuksessa paine on ilmakehän painetta korkeampi syöttöpuolella. Menetelmä on energiatehokas, mutta sitä ei voida toteuttaa jatkuvatoimisena ja ongelmia aiheuttaa suodattimen tukkeutuminen. Vakuumsuodatuksessa taas suodosneste puolella on vakuumi eli alipaine. Se voidaan toteuttaa jatkuvatoimisena, mutta ongelmana on painesuodatuksen tavalla suodattimen tukkeutuminen sekä korkeat kustannukset. Molemmilla menetelmillä voidaan saavuttaa korkea kuiva-ainepitoisuus (Fasaei ja muut 2018).

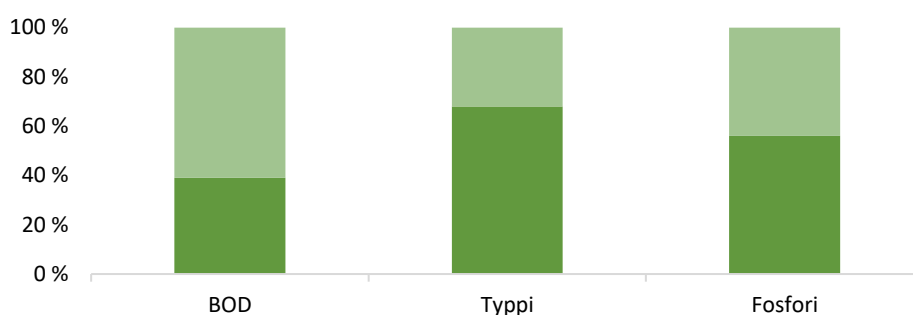
4 Yhdyskuntajätevesidirektiivi ja mikrolevät

4.1 Yhdyskuntajätevesidirektiivi (91/271/ETY)

Yhdyskuntajätevesidirektiivi (D 91/271/ETY ei pvm.) on vuonna 1991 annettu EU:n direktiivi, jonka tarkoituksena on suojella ympäristöä ja ihmisten terveyttä jätevesien haittavaikutuksilta sekä kehittää jätevesien keräystä, käsittelyä ja vesistöön johtamista käsittelevää EU-lainsäädäntöä. Yhdyskuntajätevesidirektiivi on vaikutusvaltaisin jätevedenkäsittelyä koskeva EU:n ja Suomen sisäinen päätös. Valtioneuvoston asetus yhdyskuntajätevesistä (888/2006) on direktiiviä vastaava lainsäädäntö Suomessa. Direktiivin toimeenpanosta vastaa lisäksi eräät ympäristönsuojelulain ja ympäristönsuojeluasetuksen säädökset.

Lokakuussa 2022 Euroopan komissio esitti lainsäädäntöehdotuksen 30 vuotta vanhan direktiivin uudistamiseksi vuonna 2019 valmistuneen REFIT-arvioinnin perusteella (COM/2022/541). REFIT-arviointi on osa REFIT-ohjelmaa, jonka tarkoituksena on yksinkertaistaa EU:n lainsäädäntöä ja vähentää sääntelystä aiheutuvia kustannuksia (Euroopan Komissio 2023). Arvioinnin mukaan yhdyskuntajätevesidirektiivi on vähentänyt säänneltyjä epäpuhtauspäästöjä (kuva 4) ja teollisuusperäistä pistekuormitusta sekä lisäksi vesistöjen laadussa on tapahtunut konkreettisia muutoksia. Tällä hetkellä EU:ssa käsitellään asianmukaisesti 92 % jätevesistä ja direktiivin noudattaminen on pysynyt hyvänä.

Käsitellyn jäteveden kuormituksen pienenevän EU:ssa 1990-2014



Kuva 4: Euroopan Unionin alueella puhdistetun jäteveden aiheuttama kuormitus on pienentynyt merkittävästi jätevesidirektiivin ansiosta (Euroopan Komission direktiiviehdotus COM/2022/441).

Ehdotuksessa halutaan parantaa ravinteiden poistamista jätevesistä, hillitä ilmastonmuutosta ja tehostaa energiatehokkuutta niin, että energianeutraalisuus saavutettaisiin vuoteen 2040 mennessä (COM/2022/541). Myös lääke- ja kosmetiikkateollisuudelle esitetään laajennettua tuottajavastuuta tuotteiden käytöstä aiheutuvista mikroepäpuhtauksista yhdyskuntajätevesissä. Mikromuovien ja mikroepäpuhtauksien määrille ehdotetaan seurantavaatimuksia ja mikroepäpuhtauksien poistamiseksi edellytettäisiin jatkossa lisäkäsittely laitoksilla, joiden asukasvastineluku on yli 100 000 tai joiden asukasvastineluku on yli 10 000 ja laitos sijaitsee riskialueella. Mikroepäpuhtauksien poistolle asetettaisiin raja-arvot. Jätevesien käsittelyn tarkkailuun, raportointiin ja toiminnan läpinäkyvyyttä kansalaisille halutaan myös edistää (COM/2022/541).

Ehdotuksen mahdollinen hyväksyminen tulee tiukentamaan selvästi jätevedenpuhdistuksen vaatimuksia ja sääntelyä. Siinä esitettyjen toimenpiteiden toteutuessa raportissa arvioidaan vesistöjen kuormituksen laskevan merkittävästi. Kasvihuonekaasupäästöjen arvioidaan vähenevän lähes 5 miljoonalla tonnilla

(COM/2022/541). Lisäksi kokonaiskustannusten arvioidaan olevan vain noin puolet toimenpiteiden tuottamasta rahallisesta hyödystä (COM/2022/541).

4.2 E-PRTR-asetus (166/2006/ETY)

E-PRTR-asetus (European Pollutant Release and Transfer Register) (A 166/2006) on säädös, joka koskee E-PRTR-rekisteriä. E-PRTR-rekisterin tarkoituksena on lisätä avoimuutta ja ympäristötietoutta tiettyjen toimialojen kuten jätevesialan aiheuttamista epäpuhtauspäästöistä kirjaamalla ne julkiseen viranomaisrekisteriin. Velvollisuus raportoida koskee yli 100 000 asukasvastineluvun kokoisia yhdyskuntajätevesilaitoksia ja raportoitavia epäpuhtauksia on yhteensä 91.

4.3 Lainsäädännön vaikutus mikroleväpuhdistukseen

Kiinnostus mikrolevien hyötykäyttöä kohtaan on kasvussa EU:ssa ja maailmalla. Vuonna 2022 Euroopan komissio julkaisi tiedonannon ”Towards a Strong and Sustainable EU Algae Sector”, jonka tarkoituksena on kehittää levien (mikro- ja makrolevät) hyödyntämistä unionissa (Kuech ja muut 2023). Tiedonannolla on vahva sidos EU:n vihreän kehityksen ohjelmaan, jonka päätavoite on ilmastoneutraaliuden saavuttaminen Euroopassa vuoteen 2050 mennessä. Kuech ja muut (2023) käsittelevät raportissaan ”The future of the EU algae sector” levien mahdollisuuksia ja rajoituksia liittyen Euroopan komission tiedonantoon. Haasteita levien hyötykäyttöön aiheuttaa muun muassa hajanainen hallintokehys, kuluttajien puutteellinen tietoisuus ja hyväksyntä, levien alhainen tuottoaste sekä tutkimustiedon puutteellisuus. Näiden haasteiden taklaamiseksi on asetettu 23 kohdan toimenpidelistä. Mahdollisuuksia mikrolevien hyötykäytölle nähdään niin elintarvike-, rehu- kuin energia- ja jätevesisektorilla (Kuech ja muut 2023).

Mikroleviä koskeva lainsäädäntö on saatava yhtenäiseksi ja selkeäksi EU-tasolla (Kuech ja muut 2023). Hajanainen ja maiden välillä eroava lainsäädäntö hankaloittaa alan kehittymistä. Euroopan komissio ehdottaa myös tutkimus- ja kehitysyhteistyön lisäämistä rahoitusohjelman avulla (Kuech ja muut 2023). Tiedonanto osoittaa, että mikroleville halutaan mahdollistaa markkinarako Euroopassa. Ne nähdään mahdollisuutena ja niihin ollaan valmiita käyttämään EU:n varoja. E-PRTR-asetuksen voidaan olettaa kannustavan seuraamaan ja vähentämään päästöjä jätevesisektorilla.

EU:n ja Suomen lainsäädäntö ei sisällä kohtia, jotka estäisivät mikrolevien hyödyntämisen jätevedenpuhdistuksessa, sillä varsinaista lainsäädäntöä mikroleviä koskien ei ole. Jätevedenpuhdistus on kuitenkin luvanvaraista (L 27.6.2014/527) ja sen

täytyy täyttää yhdyskuntajätevesiä koskevan valtioneuvoston asetuksen (A 888/2006) mukaiset puhdistusvaatimukset.

Jätevesidirektiivin muutosehdotuksen hyväksyminen saattaisi herättää voimakkaampaa kiinnostusta mikroleviin perustuvia puhdistusmenetelmiä kohtaan. Mikrolevät voisivat tarjota lisäkeinoon energianeutraalisuustavoitteen saavuttamiseen. Lisäksi mikroepäpuhtauksien poistovaatimus ja tuottajavastuujärjestelmän tarjoamat resurssit jätevedenpuhdistuslaitoksille voivat kannustaa investoimaan mikroleviin.

5 Yhteenveto

Ihmiskunnalla on käytettävissään vain yksi ympäristö ja sen suojelemiseksi on tehtävä töitä jokaisella osa-alueella, jätevedenpuhdistuksessaakin. Puhdistusvaatimukset ja kuormituksen vähentäminen tulevat olemaan jatkossakin suuria teemoja jätevesisektorilla. Jätevesien sisältämien erilaisten mikroepäpuhtauksien kuten uusien haitta-aineiden ja raskasmetallien määrän voidaan olettaa lisääntyvän ja tietoisuuden niitä kohtaan kasvavan. Näin myös veden puhdistustarve tulee kehittymään.

Mikrolevien hyödyntämiseksi laajalti jätevedenpuhdistuksessa on ratkaistava useita ongelmia. Pohjoisia olosuhteita varten on etsittävä aktiivisesti uusia mikroleväkantoja. Menetelmien skaalaukseen ja mikroleväbiomassan erotteluun liittyvät haasteet on ratkaistava, jotta menetelmistä saadaan kustannustehokkaita ja kannattavia.

Mikrolevien toimintamekanismien ymmärtämiseksi on tehtävä lisää molekulaarista ja geneettistä tutkimusta. Mikrolevät ovat useissa tutkimuksissa osoittaneet suurta potentiaalia jäteveden sisältämien aineiden poistamisessa.

Lähteet

A 166/2006 Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus. EUR-lex. Asetus. <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/166/oj> (Luettu 17.11.2023)

A 888/2006 Valtioneuvoston asetus yhdyskuntajätevesistä. Finlex. Asetus. <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060888> (Luettu 17.11.2023)

Abdelfattah, A., Ali, S. S., Ramadan, H., El-Aswar, E. I., Eltawab, R., Ho, S.-H., Elsamahy, T., Li, S., El-Sheekh, M. M., Schagerl, M., Kornaros, M., Sun, J. (2023) Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. *Environ Sci Ecotechnology* **13**:100205.

- Anbalagan, A. (2018). A passage to wastewater nutrient recovery units : Microalgal-Bacterial bioreactors (Väitöskirja, Mälardalen University). <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:mdh:diva-39158>
- Barros, A. I., Gonçalves, A. L., Simões, M. & Pires, J. C. M. (2015) Harvesting techniques applied to microalgae: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **41**:1489–1500.
- Campos, J. L., Valenzuela-Heredia, D., Pedrouso, A., Val Del Río, A., Belmonte, M. & Mosquera-Corral, A. (2016) Greenhouse Gases Emissions from Wastewater Treatment Plants: Minimization, Treatment, and Prevention. *J Chem* **2016**:1–12.
- Chai, W. S., Tan, W. G., Halimatul Munawaroh, H. S., Gupta, V. K., Ho, S.-H. & Show, P. L. (2021) Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: A review. *Environ Pollut* **269**:116236.
- COM/2022/541 Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiiviehdotus yhdyskuntajätevesien käsittelystä (uudelleenlaadittu teksti). Euroopan Unioni. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0541> (Luettu 17.11.2023)
- D 91/271/ETY Neuvoston direktiivi, annettu 21 päivänä toukokuuta 1991, yhdyskuntajätevesien käsittelystä. EUR-lex. Direktiivi. <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj> (Luettu 17.11.2023)
- Euroopan Komissio (2023). Refit-EU-lainsäädännön keventäminen. https://commission.europa.eu/law/law-making-process/evaluating-and-improving-existing-laws/refit-making-eu-law-simpler-less-costly-and-future-proof_fi (Luettu 1.11.2023)
- Fasaei, F., Bitter, J. H., Slegers, P. M. & Van Boxtel, A. J. B. (2018) Techno-economic evaluation of microalgae harvesting and dewatering systems. *Algal Res* **31**:347–362.
- Ferro, L., Gorzsás, A., Gentili, F. G. & Funk, C. (2018) Subarctic microalgal strains treat wastewater and produce biomass at low temperature and short photoperiod. *Algal Res* **35**:160–167.
- Gerardo, M. L. (2015) Harvesting of microalgae within a biorefinery approach: A review of the developments and case studies from pilot-plants. *Algal Res*.**11**:248-262

Kuech, A., Breuer, M. & Popescu, I. (2023) The future of the EU algae sector. European parliamentti. Rakenne- ja koheesiopolitiikkaosasto.

L 27.6.2014/527 Ympäristönsuojelulaki. Finlex. Lainsäädäntö.
<https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2014/20140527> (Luettu 17.11.2023)

Laitinen, J., Nieminen, J., Saarinen, R. & Toivikko, S. (2014) Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot. *Suom Ymp* **3/2014**.

Mujtaba, G. & Lee, K. (2017) Treatment of real wastewater using co-culture of immobilized *Chlorella vulgaris* and suspended activated sludge. *Water Res* **120**:174–184.

Mustafa, S., Bhatti, H. N., Maqbool, M. & Iqbal, M. (2021) Microalgae biosorption, bioaccumulation and biodegradation efficiency for the remediation of wastewater and carbon dioxide mitigation: Prospects, challenges and opportunities. *Journal of Water Process Engineering* **41**:102009.

Rathod, H. (2015). Algae based waste water treatment (13519016) (Pro dradu -työ, Indian institute of technology Roorkee). <http://rgdoi.net/10.13140/2.1.1241.8885>

Sutherland, D. L. & Ralph, P. J. (2019) Microalgal bioremediation of emerging contaminants—Opportunities and challenges. *Water Res* **164**:114921.

Tiwari, B., Sellamuthu, B., Ouarda, Y., Drogui, P., Tyagi, R. D. & Buelna, G. (2017) Review on fate and mechanism of removal of pharmaceutical pollutants from wastewater using biological approach. *Bioresour Technol* **224**:1–12.

Tredici, M. R. (2010) Photobiology of microalgae mass cultures: Understanding the tools for the next green revolution. *Biofuels* **1**:143–162.

World Health Organization. (2012). Pharmaceuticals in drinking-water. World Health Organization. <https://iris.who.int/handle/10665/44630> (luettu 7.11.2023)