



DOI: [10.71167/uaceg.2025.580406](https://doi.org/10.71167/uaceg.2025.580406)

Получена: 07.07.2025 г.

Приета: 30.08.2025 г.

МЕХАНИЗМИ НА ОТСТРАНЯВАНЕ НА ЗАМЪРСИТЕЛИ ПРИ ПРЕЧИСТВАНЕ НА ОТПАДЪЧНИ ВОДИ С МИКРОВОДОРАСЛИ

Д. Вълчев¹

Ключови думи: пречистване на отпадъчни води, микроводорасли, микроалги, механизми, отстраняване на биоогенни елементи, отстраняване на приоритетни замърсители

РЕЗЮМЕ

Настоящата обзорна статия разглежда потенциала на микроводораслите като устойчиво и ефективно решение за пречистване на отпадъчни води. Обобщени са основните механизми, чрез които микроводораслите отстраняват биоогенни елементи – азот, фосфор и органични замърсители (БПК, ХПК), приоритетни замърсители, метали, металоиди и лантаноиди. Поставен е акцент върху биологичните и физикохимичните процеси като асимилация, биосорбция, биоаккумуляция, фотодеградация, фотосинтеза, хелатиране, компартментализация и други, които протичат в различните конфигурации на микроводорасловите системи – от монокултури до симбиотични консорциуми с бактерии. Освен това се дискутира специфичността на микроводораслите при използването им в технологиите за пречистване на отпадъчни води. За целта е направен анализ на ефективността за отстраняване на разглежданите групи замърсители, както и на технологичните предизвикателства и перспективи. По този начин е постигнато задълбочено обясняване на процесите, протичащи в реакторите с микроалги. Направеният критичен литературен анализ може да послужи като основа в помощ на развитието на разглежданите технологии.

¹ Добрил Вълчев, гл. ас. д-р инж., кат. „Водоснабдяване, канализация и пречистване на води“, УАСГ, бул. „Хр. Смирненски“ № 1, 1046 София, e-mail: dvalchev_fhe@uacg.bg

1. Въведение

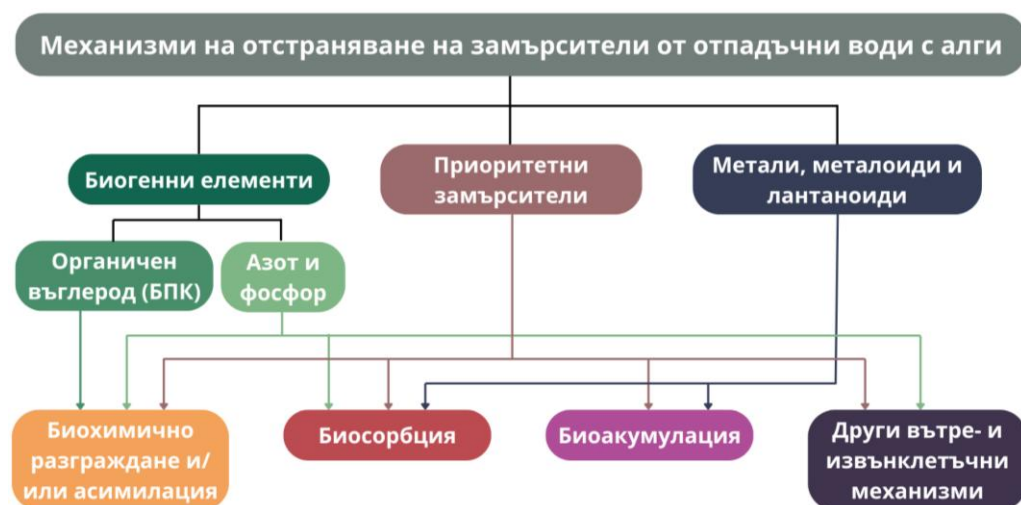
Нарастващата урбанизация, индустриализация и интензивно земеделие са сериозна заплаха за общественото здраве и околната среда, като цяло, както и за водните ресурси в частност [1]. Тези процеси влияят и на отпадъчните води, като освен традиционните органични замърсители, азот и фосфор, в тях нараства съдържанието и на нововъзникващи трудно разградими и рискови вещества. Освен това, конвенционалните технологии, макар и ефективни по отношение на традиционните замърсители, често са енергоемки и/или пряко зависими от периодично или постоянно дозиране на химични реагенти, което води до високи експлоатационни разходи и неефективно използване на природните ресурси [2]. От друга страна, битовите отпадъчни води се характеризират с високо съдържание на биогенни елементи и химична потенциална енергия, които в общия случай остават или напълно, или частично неоползотворени [3]. Това налага търсене на иновативни и устойчиви решения за пречистването им.

В този контекст, пречистването на отпадъчни води с помощта на микроалги се очертава като обещаващо и екологично решение, което използва метаболитните способности на водораслите за отстраняване на замърсители от отпадъчни води, като същевременно позволява възстановяване на биогенни елементи и полезни вещества чрез оползотворяване на биомасата за биогорива, биопродукти или биоторове [4]. Микроводораслите проявяват изключителна гъвкавост при пречистването на отпадъчни води и намират широко приложение при отстраняването на редица класически и приоритетни замърсители чрез различни механизми на действие [5]. Тези процеси стимулират възстановяването на биогенни елементи, намаляват риска от еутрофикация и позволяват производството на ценни биопродукти, като същевременно улавят въглеродния диоксид и подпомагат намаляването на емисиите му в атмосферата [6, 7].

Технологиите с микроводорасли са в пряко съответствие с глобалните и регионални рамкови документи, тенденции и стратегии, които наблягат на устойчивото управление на водите и принципите на кръговата икономика. Такъв документ е например докладът на Организацията на обединените нации (ООН) за устойчиво развитие, чиито цели 6, 12 и 13 са насочени съответно към запазването на водата чиста, отговорната консумация и продукцията на ресурси и борбата с климатичните промени [8]. Друга инициатива на ООН – Световният доклад за водата от 2017 г., представя отпадъчните води като ценна изходна суровина за възстановяване на полезни вещества и енергия, която трябва да бъде оползотворена напълно в бъдеще. Докладът набляга на необходимостта от решения на базата на микроводорасли като подходящ начин за възстановяването на тези ресурси от отпадъчни води [9]. В допълнение, Планът за действие за кръгова икономика на Европейския съюз (ЕС) и Стратегията на Европейската комисия (ЕК) „Farm to fork“ акцентират върху необходимостта от устойчиво управление на биогенните елементи чрез тяхното рециклиране, както и върху минимизирането на въздействието върху околната среда. В тези документи, технологиите за пречистване на отпадъчни води с микроводорасли и производството на биоторове и животински фуражи от получената биомаса се разглеждат като ключови компоненти на бъдещите екологично ориентирани технологични решения в ЕС [10, 11]. Микроводораслите са пряко застъпени в европейската инициатива EU4Algae и Съобщението за устойчиви въглеродни цикли, които подчертават ролята на водораслите в отстраняването на азот и фосфор от води, улавянето на въглероден диоксид за преодоляване на емисии в атмосферата и разработването на биопродукти [12, 13]. Водещи икономики в Европа, като Германия и Франция, са разработили национални стратегии за „биоикономика“, които наблягат на иновациите на биологична основа,

включително технологии на базата на водорасли, приоритетно застъпени поради потенциалните им приложения в пречистването на отпадъчни води и възстановяването на биоресурси. Тези документи представят технологиите с микроалги като средство за постигане на екологичната и икономическата устойчивост [14, 15].

Въпреки множеството научни публикации, касаещи алги-базирани технологии, не беше намерен задълбочен литературен обзор, който систематично да разглежда възможните замърсители, които могат да бъдат отстранявани от отпадъчни води чрез технологиите с микроводорасли и механизмите, по които се осъществяват самите процеси на пречистване. Това е още по-силно застъпено в литературата на български език, където почти изцяло липсва информация относно прилагането на микроводорасли (микроалги) за пречистване на води. Настоящата статия има за цел да запълни тази празнина, като предостави литературен обзор, съсредоточен върху основните видове отстранявани замърсители и механизмите, по които се осъществяват процесите. Това от своя страна ще подпомогне установяването на основните възможни приложения на технологията и специфичните съображения за нейното прилагане.



Фиг. 1. Дървовидна структура на обзора по групи отстранявани замърсители

Обзорът е структуриран по основните групи замърсители, за които има най-голям набор от изследвания за отстраняването им от отпадъчни води чрез алги-базирани системи. Дървовидната структура на статията е представена на фиг. 1.

2. Отстраняване на биогенни елементи

2.1. Азот и фосфор

Двата биогенни елемента азот и фосфор обикновено се разглеждат съвместно както в нормативните документи, които указват допустимите им стойности преди заустване, така и в алги-базирани технологии за пречистване на отпадъчни води, които ги отстраняват едновременно [16 – 19]. Тяхното снижение в реакторите с микроалги обикновено се дължи на пет механизма, разгледани по-долу.

2.1.1. Вътреклетъчно и извънклетъчно биохимично разграждане и асимилация

Азотът е ключов елемент за изграждането на белтъчини, генетични структури, ензими, хормони, витамини и други, като съставлява около 6 – 10 % от цялата суха биомаса на водораслите [20]. Фосфорът от своя страна е необходим на алгите за ключови клетъчни процеси като синтез на аденозинтрифосфат (АТФ) (чрез окислително и фотофосфорилиране), фосфолипиди и нуклеинови киселини [21]. Усвояването на азота и фосфора се осъществява основно в неорганична форма поради по-ниските енергийни нужди за тяхното метаболизиране. Предпочитани азотни източници са амонякът (NH_3) и амониевият йон (NH_4^+), а при фосфора – ортофосфатите (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}), които се транспортират активно през клетъчната мембрана и директно се включват в клетъчния метаболизъм [21 – 23]. При изчерпване или дефицит на основните предпочитани неорганични форми микроводораслите могат да се адаптират към алтернативни източници – например нитрати (NO_3^-), нитрити (NO_2^-) или органични съединения като урея ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) за азота, както и органични форми на фосфора. Тези форми на двата биогенни елемента обаче изискват допълнителна обработка от клетките, за да могат да бъдат използвани [24, 25]. Различните форми на азота от NH_4^+ първо се редуцират до амониев йон чрез ензимите съответно нитратредуктаза (NR) и нитритредуктаза (NiR) [20, 26], преди да влязат в обмяна на веществата в клетката, но от друга страна твърде високата концентрация на амониев азот ($> 20 \text{ mg/L}$), а също и на нитрити във водната среда, може да причини амониева или нитритна токсичност [27]. Комплексните органични форми на фосфора изискват предварително разграждане до ортофосфати чрез извънклетъчната фосфатаза, за да станат метаболитно достъпни за водораслите [28].

И при двата елемента се наблюдава способност за акумулация на резерви – т.нар. „люксово усвояване“ (luxury uptake), при което микроводораслите натрупват излишък (органични азотни структури, полифосфатни резерви, волутинови телца и др.) от биогенния елемент, който използват впоследствие при условия на недостиг [29 – 31]. Също така микроводорасли, отглеждани в условия с ограничено количество азот или фосфор, развиват „глад“ към съответния елемент и показват повишена скорост на усвояването му при преместване в среда с високо негово съдържание. Това може да доведе до наблюдаване на периоди със завишени скорости на пречистване [31, 32].

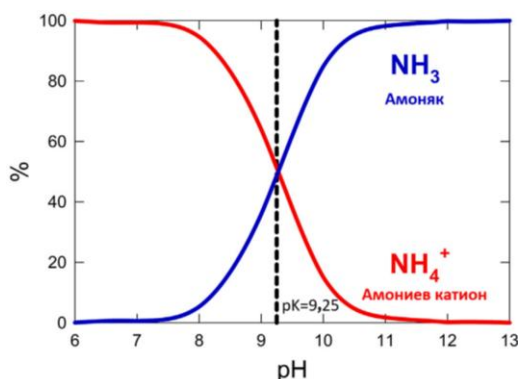
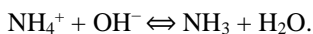
2.1.2. Физикохимично отстраняване чрез естествено повишаване на рН

При този механизъм азотът се отстранява от отпадъчната вода под формата на газ, а фосфорът – чрез утаяване на естествено образувани флокули.

Отстраняването на азота под формата на газ се дължи на промяната на рН на средата. В системите с микроалги, в които липсва допълнително аериране с CO_2 , се осъществява изчерпването му от водата, тъй като това е най-предпочитаната въглеродна форма от микроалгите за процесите от цикъла на Калвин [33]. Изразходването е особено значително при силна слънчева радиация или увеличено осветяване чрез изкуствени източници, при които светлолюбивите видове микроводорасли повишават интензивността на фотосинтезата [34]. При недостиг на CO_2 , водораслите преминават към усвояване на бикарбонатния анион (HCO_3^-) като алтернативна форма на неорганичен въглерод във водата, който се разгражда до CO_2 под действието на ензима карбоанхидраза (CA), за да премине във форма, която позволява проникването му в клетката, съгласно реакцията [33, 35]:



Този биохимичен процес отделя хидроксилни аниони, което води до повишаването на рН на средата – в някои случаи до стойности над 10 – 12 [36]. При отпадъчни води, в които основна форма на азота са амониевите йони (каквито са отпадъчните води от градски пречиствателни станции за отпадъчни води (ПСОВ), например), се създават условия за протичане на следната химична реакция и изместване на баланса към амонияк (NH_3), съгласно зависимостта от фиг. 2 [37]:



Фиг. 2. Баланс на амонияк и амонияк в зависимост от рН на водната среда [37]

Независимо че амониякът (NH_3) притежава висока разтворимост във вода, при стойности на рН над 10 той лесно се трансформира в газова фаза и се отделя в атмосферата чрез процес на изпарение, наречен „стрипинг“ (stripping) [38]. Аналогичен механизъм се наблюдава и при откритите алги-базирани системи за третиране на отпадъчни води, но без необходимостта от външно добавяне на алкализиращ агент за инициране на процеса „стрипинг“ [39, 40]. Освен това, при стандартна конструкция на откритите реактори с алги – малка дълбочина (0,15 – 0,50 m) и голямата площ на водното огледало, отделянето на амонияк от водата се улеснява значително [41]. Този механизъм на азотно отстраняване чрез микроводорасли е особено ефективен през летните месеци, когато високите стойности на рН се съчетават с висока температура на въздуха и водата, което допълнително намалява разтворимостта на газовете и спомага преминаването на амонияк в атмосферата [22].

Отстраняването на фосфора също е в резултат от промяната на рН. В така алкализираната среда фосфатните аниони са склонни към комплексообразуване с наличните във водната среда калциеви катиони, което води до формиране на слабо разтворими калциево-фосфатни съединения [42]. Тези соли могат да се образуват свободно или в съчетание с водораслови клетки, обгръщайки ги и предизвиквайки „автофлокулация“ или „спонтанна флокулация“ – процес, при който се образуват агрегати от клетки и неразтворими съединения, без да се добавят допълнително химични коагуланти или флокуланти към третираната вода. Така оформените флокули са с висока плътност от водата и се утаяват свободно при успокояване на потока в последващи съоръжения за утаяване [43].

2.1.3. Биосорбция

Друг процес, който също благоприятства отстраняването на азота и фосфора от отпадъчни води чрез микроалги е биосорбцията по повърхността на клетките на

водораслите. Неговият принос към отстраняването на биогенните елементи е значително по-слабо изразен от предходните два и може да бъде приет за незначителен и по-скоро междинен [44, 45]. Микроалгите отделят извънклетъчните полимерни вещества (EPS), които се състоят главно от протеини и въглехидрати. Адсорбцията на азота и фосфора се получава вследствие на свързване на азотни и фосфатни форми към тях [46, 47]. Отрицателно заредените фосфати и нитрати могат да образуват комплекси с положително заредените аминогрупи в протеините на EPS, а положително заредените амониеви йони се свързват електростатично към отрицателно заредените EPS (функционални групи, като карбоксилна (-COOH) и хидроксилна (-OH)). Фосфатите в тези комплекси могат да съставляват 16 – 46 % от общия фосфор в микроводораслите. Това е междинен стадий преди вътреклетъчната асимилация от водораслите, тъй като P се прехвърля от водната среда към EPS (адсорбция по клетката), след това преминава към вътреклетъчните полимерни вещества (IPS) и разтворими микробни продукти и се трансформира от неорганичен фосфор в органичен фосфор (например фосфолипиди, фосфопротеини, нуклеинови киселини и АТФ) по време на метаболитния им растеж [44].

2.1.4. Нитрификация и денитрификация чрез системи с водорасли и бактерии

По отношение на азота съществува още един допълнителен механизъм за неговото отстраняване от отпадъчни води. Той е характерен единствено за системите, в които съжителстват водорасли и бактерии. В тези системи азотът може да бъде отстранен и чрез процесите на нитрификация и денитрификация. Водораслите произвеждат кислород по време на фотосинтезата, който подпомага аеробната нитрификация от хемоавтотрофните (литотрофните) нитрифициращи амоняк-окисляващи (АОБ) и нитрит-окисляващи (НОБ) бактерии, превръщайки NH_4^+ в NO_3^- . В последващите или предварителните (при рецикулация) безкислородни зони или пък през нощта (в тъмната фаза на фотопериода) денитрифициращите бактерии превръщат NO_3^- в азот газ (N_2), който се отделя в атмосферата [48, 49]. Тези микробни процеси подобряват цялостното отстраняване на азота, като намаляват или напълно премахват необходимостта от аерация на биобасейна [47 – 49]. В подобен тип системи балансът на растеж на биомасата е изключително труден за стабилизиране предвид значително по-високата скорост на осъществяване на хетеротрофните процеси в сравнение с автотрофните [47].

2.1.5. Комбинирано действие

Поради динамичните условия в отпадъчните води и сложността на водната матрица, при използването на алги-базираните системи за пречистване, обикновено отстраняването на азота и фосфора се дължи не на един отделен механизъм, а на комбинация от такива. Асимилацията, химичното утаяване и биосорбцията действат съвместно, като тяхното съотношение варира в зависимост от факторите на средата и вида на микроводораслите [50, 51]. Литературните източници дават широк спектър на ефективността на отстраняване на двата биогенни елемента с микроалги от отпадъчни води, като тя варира от 17 % до 100 % по отношение на показателя общ фосфор и от 30 % до 100 % по показателя общ азот [49, 52 – 54].

2.2. Органично въглеродно замърсяване (биохимична потребност от кислород – БПК и химична потребност от кислород – ХПК)

Независимо че микроводораслите осъществяват автотрофен или миксотрофен (факултативно автотрофен, преминаващ към хетеротрофен през определени периоди на

денонощието или при смяна на условията на средата) начин на хранене, те все пак могат да бъдат използвани и за снижаване на органично въглеродно замърсяване. За целта се прилагат симбиотични системи, които включват или консорциум от микроводорасли и хетеротрофни бактерии, или монокултури/консорциум от миксотрофни алги [26, 55].

2.2.1. Биохимично разграждане чрез консорциум от микроводорасли и хетеротрофни бактерии

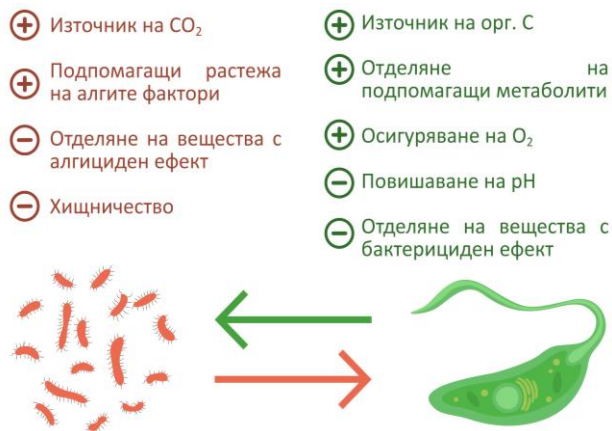
Един от основните недостатъци на конвенционалните системи за пречистване на отпадъчни води от БПК и ХПК с активна утайка е високият разход за аерация на водата в биологичното стъпало на ПСОВ. В системите, използващи консорциум от хетеротрофни бактерии и микроводорасли, този недостатък е редуциран в значителна степен. При интензивна фотосинтеза от микроводораслите те отделят във водата значителни количества кислород (до 500 % свръхнасищане), който създава благоприятни аеробни условия за бактериите, без да е необходима допълнителна аерация на биобасейна или поне тя да бъде намалена до минимум [56]. При тези условия бактериите извършват окисление на органичните въглеродни съединения до CO_2 и вода. Нещо повече, отделеният неорганичен CO_2 е основен биохимичен субстрат за микроалгите и те го оползотворяват като свой основен въглероден източник за жизнените си процеси [57].

При подходящ подбор на благоприятни за развитието на бактериите водорасли е възможен процес на отделяне на спомагателни за растежа на хетеротрофите органични вещества. В такива системи се осъществява стабилна връзка между бактериите и алгите, като данните от литературата показват, че ефектът на отстраняване на органичен въглерод от водата може да достигне от 42 до 100 % в зависимост от съотношението C:N:P, вида на водораслите и бактериите, използваните отпадъчни води, условията на средата, типа на реакторите и др. [55, 58, 59].

Изборът на целесъобразни видове микроводорасли и бактерии, които ще бъдат използвани, е от ключово значение, като при неправилен подбор в някои случаи е възможно както отделянето на бактерицидни вещества от някои видове микроалги, така и на алгициди от различни бактерии. Тези биологично активни вещества са познати като алексохимикали и оказват негативно въздействие на растежа, оцеляването и/или възпроизводството на други организми [60]. Един от най-изследваните бактерициди е веществото хлорелин (chlorellin), което представлява смес от мастни киселини, отделяна от зелените водорасли *Chlorella vulgaris*. Грам положителните и грам отрицателните бактерии като например – *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli* и *Pseudomonas* се влияят пряко от него, като се потиска развитието им и се нарушава стабилността на консорциума [60, 61]. Нещо повече, при твърде интензивно слънчево греене и засилена фотосинтеза е възможно да се стигне до значително повишаване на стойностите на рН във водната среда, което да предизвика невъзможност за осъществяване на нормалните жизнени процеси на бактериите и лизис на клетките им [62]. Симбиотичната връзка между бактериите и микроалгите в системите за пречистване на отпадъчни води е представена на фиг. 3.

Тази технология представлява значителен интерес в научните среди, предвид потенциала си да намали в значителна степен разходите в стандартните ПСОВ, но реализацията ѝ среща трудности при стабилизирането на биологичните взаимоотношения в консорциума. Нови алтернативни технологични решения отделят двете системи от микроалги и бактерии, като например предложеното от Huang et al., където с рецикулация на водата през спомагателен алги-базиран мембранен реактор и връщането ѝ в аеробната зона на конвенционален биобасейн с Bio-P система се постига

необходимата концентрация на разтворен кислород във водата в нитрификатора и отстраняване на ХПК, общ азот и общ фосфор до степени съответно – 96,6 %, 81,9 % и 95,5 %, при липса на аерационна система [63].



Фиг. 3. Симбиотична взаимовръзка между микроалги и бактерии – (+) кооперативна взаимовръзка; (-) конкурентна взаимовръзка

2.2.2. Биохимично разграждане чрез монокултури или консорциум от миксотрофни алги

Някои микроводорасли, особено факултативните хетеротрофи, могат да метаболизират органичния въглерод в отпадъчните води в миксотрофен (с редуване на условия на средата с наличие на светлина и CO₂ и тъмнинни периоди без двата компонента) или хетеротрофен (изцяло без налични светлина и CO₂) режим. Въпреки това, сложната и хетерогенна природа на въглеродните съединения в битовите отпадъчни води, вариращи от прости киселини до полициклични ароматни въглеводороди и синтетични полимери, ограничава тяхната биодостъпност [64].

В научната литература се докладват противоречиви данни по темата, но повечето показват, че без предварително разграждане от бактерии или гъби, микроводораслите сами не могат да използват ефективно органичния въглерод като субстрат. Например, Devi et al. наблюдават само 18,3 % снижение на ХПК в стерилни отпадъчни води, третирани с консорциум от микроводорасли в изцяло хетеротрофни условия [65]. По подобен начин *S. vulgaris* постига незначително снижение на БПК и общ органичен въглерод (ООВ) във вторично утаени стерилни отпадъчни води от ПСОВ, докато при нестерилизирани проби при същите условия се регистрира до 90 % отстраняване на БПК, дължащо се на хетеротрофните бактерии в средата [66]. Това предполага, че предварителната микробна обработка подобрява достъпността на субстрата за усвояване от водораслите.

Въпреки това, някои микроводорасли показват ефективно отстраняване на ХПК в зависимост от състава на отпадъчните води и експлоатационните условия. *S. obliquus* постигат 77,3 % снижение на ХПК в стерилни отпадъчни води от свиневъдство при миксотрофен режим, а *S. vulgaris* и *A. protothecoides* постигат над 75 % отстраняване на показателя при различни трофични режими [67 – 69].

Като цяло, макар че микроводораслите могат да допринесат за отстраняването на органичния въглерод от отпадъчната вода, тяхната ефективност зависи силно от състава на водната среда, микробните взаимодействия и режима на култивиране. Разбирането за това как микроводораслите метаболизират сложни въглеродни съединения остава ограничено.

3. Отстраняване на приоритетни замърсители

3.1. Предизвикателства

Приоритетните замърсители (Emerging Contaminants – ECs или Contaminants of Emerging Concern – CECs) представляват разнообразна група предимно синтетични химични вещества, които обикновено не се срещат в околната среда, но имат потенциал да причинят неблагоприятни ефекти върху екосистемите и хората. Те все още не са обект на широк мониторинг и не са ясно регулирани в националните или международните нормативни документи. Те обикновено са съединения, които са открити наскоро в околната среда или чието въздействие е признато едва в последните години [70]. Приоритетните замърсители обхващат изключително широк спектър от съединения, молекули и йони, които не са строго класифицирани глобално, но могат да бъдат обобщени в няколко категории, които включват: 1) фармацевтични и козметични продукти; 2) съединения, нарушаващи ендокринната система (EDC); 3) промишлени замърсители (вкл. тежки метали); 4) наноматериали; 5) микропластмаси и 6) пер- и полифлуороалкилирани вещества (PFAS) [70]. Дървовидна структура на обобщената класификация съгласно Li et al., 2024 е представена на фиг. 4 [70].



Фиг. 4. Класификация на основните групи приоритетни замърсители съгласно [70, 73]

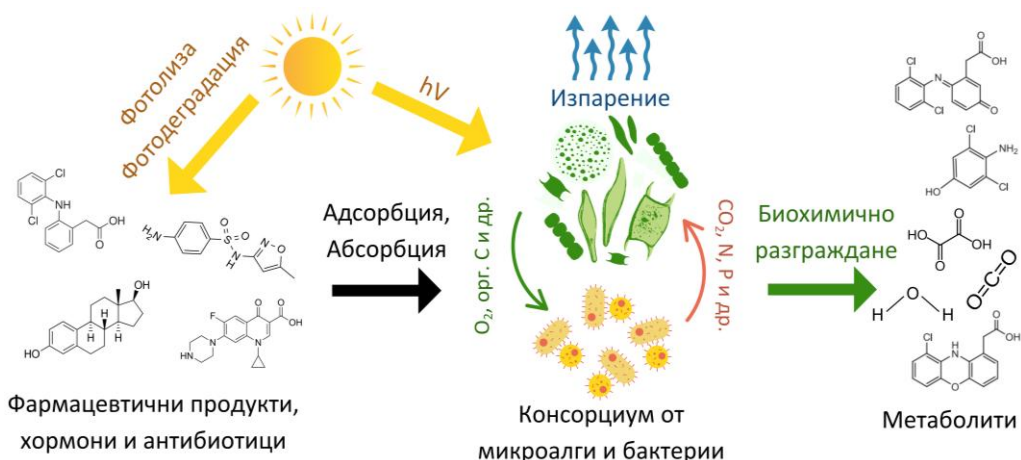
Приоритетните замърсители присъстват в битови, селскостопански и промишлени води, както и в инфилтратата от депа за отпадъци в изключително ниски концентрации – pg/L , ng/L или µg/L [70]. Независимо от това обаче тяхното постоянно изпускане във водните тела или почвите може да доведе до постепенното им натрупване и увеличаване до макроконцентрации поради тяхната устойчивост, биоакumulативен характер и потенциална токсичност [71]. Тези замърсители са сред най-големите предизвикателства при пречистването на отпадъчни води поради слабата биоразградимост на повечето от тях, както и поради трудностите при аналитичното им идентифициране. Традиционните ПСОВ не са специално проектирани за отстраняване на приоритетни замърсители.

Съединения от активните вещества на антибиотиците, както и някои хормони и антидепресанти могат да повлияят на микробните процеси в пречиствателните системи и да допринесат за разпространението на гени, резистентни към антибиотици, както и да нарушат хомеостазата на водните организми след заустване. Освен това, замърсители като бисфенол А, нонилфенол и различни фталати проявяват свойства, нарушаващи ендокринната система, които могат да повлияят на репродуктивните органи и развитието на водните организми дори и в незначителни концентрации (ng/L). Тежките метали от своя страна са хепатоксини и при натрупване могат да повлияят негативно на функцията на черния дроб и бъбреците [71, 72].

Съвременните научни публикации в сферата на пречистването на води дискутират разнообразни подходи за отстраняване на приоритетните замърсители. Основният фокус е върху усъвършенстваните технологии за адсорбция, мембранна филтрация, йонен обмен и окисление (АОР), като редица от тях са доказали значителна ефективност при отстраняването на приоритетните замърсители в лабораторни, пилотни или пълномасштабни инсталации [71]. Микроводораслите също намират своето приложение като биологичен подход за отстраняване на определени групи приоритетни замърсители [72]. Най-големият набор от изследвания в това направление, при които е доказан значителен ефект на снижение чрез микроалги и са изследвани механизмите на тяхното отстраняване, е по отношение на фармацевтични и козметични продукти [72]. По тази причина настоящата статия се фокусира върху тези две макрогрупи приоритетни замърсители и механизмите на тяхното отстраняване чрез микроводорасли.

3.2. Отстраняване на приоритетни замърсители от групата на фармацевтичните и козметичните продукти

Отстраняването на фармацевтични и козметични продукти от водата се осъществява чрез съвкупност и съвместно действие на серия от механизми, които действат паралелно. Съвременните докладвания на оригинални изследвания и обзорни литературни публикации по темата обобщават основните механизми за тази подгрупа приоритетни замърсители, като те са описани подробно в следващите подточки и са визуализирани на фиг. 5 [73–75].



Фиг. 5. Основни механизми за отстраняване на фармацевтични, козметични и хормонални микрозамърсители чрез реактор с консорциум от алги и бактерии

3.2.1. Извънклетъчно биохимично разграждане и фотолиза (фотодеградация)

Този механизъм работи извън клетката на водораслото, в заобикалящата го водна среда, като се осъществява чрез изхвърляне на извънклетъчни ензими като лакази, пероксидази или естерази, които катализират разграждането на фармацевтични продукти преди клетъчното им усвояване. Към този механизъм се включва и непрякото фотохимично разграждане, при което светлинно-индуцираното образуване на извънклетъчни радикали (eROS) чрез фотосинтезата на водораслите стимулира окисляването на целевите съединения. Процесите на фотодеградация се усилват в реакторите с алги при условия на висока интензивност на слънчевата радиация и насищане с кислород. Те се осъществяват под действието на определени високоенергийни йонизиращи лъчения (UV лъчи). Този ефект е подсилен в реакторите с микроалги заради голямото съотношение обем-околна повърхнина, позволяващо по-голямо проникване на лъчите в сравнение с други видове биореактори. Механизмите на извънклетъчно биохимично разграждане и фотолиза се наблюдават в пълна сила и при системите, използващи симбиотична връзка между микроалги и бактерии в консорциум. При тях допълнително се засилва извънклетъчното разграждане, тъй като съжителстващите микроби могат да секретират допълващи ензими или да променят абиотичните условия на средата [73 – 75].

3.2.2. Вътреклетъчно биохимично разграждане и кометаболизиране

При този процес първо се осъществява проникване на фармацевтичните и козметичните продукти през клетъчната стена и клетъчната мембрана във вътрешността на водорасловата клетка, като основните процеси на разграждане протичат в нея. Поглъщането става чрез пасивна дифузия (осмоза) или механизми на активен транспорт. След поглъщането съединенията претърпяват трансформация чрез различни метаболитни и ензимни пътища, разделени в три фази. Първата фаза включва функционализация чрез окисление, редукция или хидролиза, често катализирани от ензими като цитохром 450 монооксигенази или други оксидоредуктази. Втората фаза се характеризира с това, че фармацевтичните замърсители с електрофилни групи (-COOH, -OH или -NH₂) от първата фаза могат да се конюгират с глутатион или глюкуронова киселина, за да се предотврати увреждане на клетките чрез оксидативен стрес. Третата фаза се характеризира с биотрансформация на фармацевтичните замърсители в по-прости и детоксифицирани форми с помощта на няколко ензима, като лаказа, каталаза, трансфераза, хидролаза и карбоксилаза. Вътреклетъчни радикали (iROS), образувани по време на фотосинтезата, също могат да допринесат за окислителното разграждане в клетката. Чрез тези процеси се повишава разтворимостта на замърсителите и се улеснява вътреклетъчната детоксикация. При процеса на вътреклетъчно разграждане е възможно някои съединения да се включат чрез процеси, които не са пряко свързани с растежа на биомасата. При тях се получава явлението „кометаболизъм“, при което се осъществява ензимно разграждане на фармацевтичните продукти в присъствието на първични субстрати. Микроводораслите кометаболизират ксенобиотици като вторични източници на въглерод или азот, улеснявайки частичното разграждане, без да извличат директно енергията или биомасата от фармацевтичния продукт. След процесите на вътреклетъчното метаболизиране фармацевтичните замърсители се озовават в околната среда като междинни продукти на биоразграждането [73 – 75].

3.2.3. Биоакмулация

Механизмът включва усвояването и задържането на замърсители в клетките на водораслите, без да преминават задължително през метаболитна трансформация.

Процесът се управлява от пасивни и активни транспортни механизми. Пасивната дифузия (осмоза) позволява на липофилните и нискомолекулни фармацевтични вещества да преминават през липидния биослой на клетъчната мембрана на водораслите по концентрационен градиент, като ефективността се определя до голяма степен от коефициента на разпределение октанол-вода ($\log K_{ow}$) на съединението, пропускливостта на мембраната и рН на околната среда. Също така, по-полярните или йонизирани съединения могат да бъдат усвоени чрез улеснен или активен транспорт, включващ специфични мембранни протеини или извънклетъчни пътища, когато тези съединения структурно приличат на субстрати като аминокиселини или захари. След усвояването си фармацевтичните продукти могат да се разпределят в богати на липиди органели или вакуоли, да се свържат с втретклетъчни макромолекули или да останат в цитоплазмата в неметаболизирана форма. Степента на втретклетъчно отлагане зависи от стабилността на съединението, наличието на метаболитни ензими и физиологичното състояние на водораслите. Някои видове микроводорасли с високо съдържание на липиди или уникална структура на клетъчната стена могат да проявят повишена биоаккумулятивна способност. Освен това, фактори на околната среда като интензивност на светлината, температура, наличие на хранителни вещества и рН модулират течливостта на мембраните, активността на транспортерите и общата кинетика на усвояване. Въпреки че биоаккумуляцията ефективно намалява концентрацията на фармацевтични вещества във водната фаза, тя може да създаде бъдещ риск, ако биомаса с акумулирани фармацевтични продукти се използва повторно като биоторове в селското стопанство, което може да доведе до натрупване на фармацевтични продукти обратно в околната среда или съответната екосистема [73 – 75].

3.2.4. Биосорбция

Биосорбцията е пасивен, неметаболитен процес, при който фармацевтичните и/или козметичните съединения се прикрепват към повърхността на клетките на микроводораслите. Този механизъм се основава на физикохимични взаимодействия между фармацевтичните вещества и функционалните групи на клетъчната стена на водораслите, като хидроксилни, карбоксилни, фосфатни и аминогрупи. Тези взаимодействия включват йонообмен, водородни връзки, ван дер Ваалсови сили и електростатично привличане. За разлика от биоаккумуляцията, биосорбцията не включва клетъчно усвояване или метаболитна трансформация и може да се случи както в жива, така и в нежива биомаса. Ефективността на биосорбцията се влияе от повърхностната химия на микроводораслите, физикохимичните свойства на фармацевтичните вещества (например хидрофобност, заряд и др.) и фактори на околната среда като рН, температура и йонен състав. Биосорбцията обикновено е бърза, достига равновесие за кратко време и е особено ефективна за съединения с висок афинитет към повърхността на биомасата. В системите за пречистване на отпадъчни води на базата на микроводорасли биосорбцията често действа като начална стъпка, която може да бъде последвана от по-нататъшни процеси на отстраняване, като биоаккумуляция или десорбция в други фази на пречистването [73 – 75].

3.2.5. Изпарение

Механизмът на изпарение отново действа пасивно, както и биосорбцията. При него отстраняването на фармацевтични вещества се осъществява при изпаряването на водата от отворени реактори с микроводорасли под въздействието на слънчева светлина и топлина. Това може да доведе до изпаряване на термично нестабилни или полустойливи съединения. Въпреки че не е основен механизъм за отстраняване, този процес може да допринесе към общия ефект на пречистване в сухи климатични зони или при

продължителен времепрестой в съоръжението. Процесът зависи от условията на околната среда и специфичните свойства на съединенията, но въпреки че общото му въздействие е ограничено, изпаряването може да спомогне за концентрирането на фармацевтичните продукти или да подпомогне последващото им разграждане. Този механизъм е още по-силно изразен в откритите реактори с аерационни системи, защото при такива условия се спомага увеличаването на определени летливи съединения от въздуха, подаден в реактора при аериране (stripping ефект) [73 – 75].

Повечето експериментални данни от литературата са с използването на моделна вода или реална отпадъчна вода, предварително обработена по определен начин (анаеробно третирана или използвана урина с добавени микрзамърсители), като ефектът на пречистване по определени фармацевтични замърсители варира в широки граници от 6 % до 100 % в зависимост от съединението, условията и използваните водорасли. Резултатите от най-актуалните научни изследвания са обобщени в табл. 1 [73 – 77].

Таблица 1. Обобщени резултати от изследвания от реактори с микроалги за отстраняване на фармацевтични и козметични микрзамърсители

Съединение	Култура микроалги	η^* , [%]	Механизъм на отстраняване**
Лекарства за сърдечно-съдови заболявания			
Atenolol	<i>Navicula sp.</i>	93 %	A, C
Atenolol	<i>T. dimorphus</i>	99 %	A, D
Metoprolol	<i>T. dimorphus</i>	99 %	–
Metoprolol	<i>C. sorokiniana</i>	100 %	A, D
Metoprolol	<i>T. dimorphus</i>	94 %	A, D
Sotalol	<i>T. dimorphus</i>	43 %	–
Bezafibrate	<i>Navicula sp.</i>	84 %	A, C
Fenofibrate	<i>P. kessleri</i>	54 %	–
Diltiazem	–	77 %	–
Нестероидни противовъзпалителни, аналгетици и антиконвулсивни медикаменти			
Ibuprofen	Консорциум от алги	17 – 98 %	A, D
Ibuprofen	Консорциум от алги	100 %	D
Ketoprofen	Консорциум от алги	54 – 58 %	A, D
Naproxen	<i>Cymbella sp.</i>	9 %	A, C
Naproxen	Консорциум от алги	69 %	–
Diclofenac	<i>Chlorella sorokiniana</i>	30 %	A
Diclofenac	<i>Chlorella vulgaris</i>	22 %	A
Diclofenac	Консорциум от алги	42 – 89 %	A, D
Diclofenac		86 – 98 %	A, B, C, D
Obliquus	<i>Scenedesmus</i>	79 %	A
Carbamazepine	<i>Chlorella vulgaris</i>	10 %	–
Carbamazepine	<i>Nannochloris sp.</i>	< 10 %	B
Carbamazepine	Консорциум от алги	< 40 %	–
Carbamazepine	<i>Chlamydomonas mexicana</i>	37 %	A
Carbamazepine	<i>Scenedesmus obliquus</i>	30 %	A

Таблица 1 – продължение А

Съединение	Култура микроалги	η^* , [%]	Механизъм на отстраняване**
Paracetamol	<i>Консорциум от алги</i>	76 – 100 %	A, D
Paracetamol	<i>C. sorokiniana</i>	100 %	A
Хормони			
17 α -Estradiol	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	85 %	A
17 α -Estradiol	<i>S. quadricauda</i>	85 %	A, B, C
17 β -Estradiol	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	100 %	A
17 β -Estradiol	<i>Selenastrum capricornutum</i>	88 %	A
17 β -Estradiol	<i>Selenastrum capricornutum</i>	100 %	A
17 β -Estradiol	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	95 %	A
17 β -Estradiol	<i>S. quadricauda</i>	100 %	A, B, C
Estrone	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	85 %	A
Estrone	<i>S. quadricauda</i>	97 %	A, B, C
Estrone	<i>S. obliquus</i>	92 %	–
Estrone	<i>C. vulgaris</i>	87 %	A
Estrone	<i>S. obliquus</i>	95 %	–
Estirol	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	95 %	A
17 α -Ethinylestradiol	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	71 %	A
17 α -Ethinylestradiol	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	100 %	A
17 α -Ethinylestradiol	<i>Selenastrum capricornutum</i>	60 %	A
17 α -Ethinylestradiol	<i>Selenastrum capricornutum</i>	95 %	A
17 α -Ethinylestradiol	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	68 %	A
Progesterone	<i>Scenedesmus obliquus</i>	95 %	A
Progesterone	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	95 %	A
Progesterone	<i>S. obliquus</i>	83 %	–
Progesterone	<i>C. pyrenoidosa</i>	87 %	–
Norgestrel	<i>Scenedesmus obliquus</i>	> 95 %	A
Norgestrel	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	60 %	A
Антибиотици и антимикробни вещества			
Triclosan	<i>Nannochloris sp.</i>	100 %	A, C
Triclosan	<i>Microcystis aeruginosa</i>	46 %	A, B, D
Azithromycin	<i>C. reinhardtii</i>	67 %	A, B
Clarithromycin	<i>C. reinhardtii</i>	36 %	A, B
Amoxicillin	<i>C. regularis</i>	88 %	A
Cephalexin	<i>C. regularis</i>	95 %	–
Cefradine	<i>C. pyrenoidosa</i>	90 %	–
Penicillin	<i>C. vulgaris</i>	100 %	–
Ciprofloxacin	<i>Chlamydomonas mexicana</i>	13 %	A
Ciprofloxacin	<i>Chlamydomonas mexicana</i>	56 %	A
Ciprofloxacin	<i>S. obliquus</i>	78 %	–
Ciprofloxacin	<i>C. vulgaris</i>	77 %	–

Таблица 1 – продължение Б

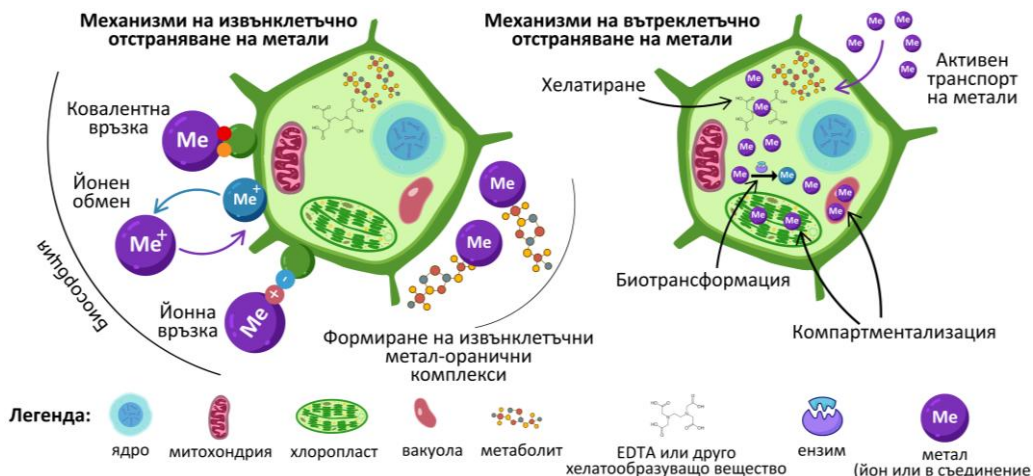
Съединение	Култура микроалги	η^* , [%]	Механизъм на отстраняване**
Ciprofloxacin	<i>Nannochloris sp.</i>	40 %	D
Ciprofloxacin	<i>S. obliquus</i>	93 %	A, C
Ciprofloxacin	<i>Scenedesmus almeriensis</i>	11 %	A, B, C, D
Chlortetracycline	<i>S. platensis</i>	99 %	A
Охтетрациклин	<i>P. tricorutum</i>	97 %	B, D
Levofloxacin	<i>Chlorella vulgaris</i>	6 – 91 %	A
Ofloxacin	<i>C. vulgaris</i>	43 %	–
Ofloxacin	<i>S. obliquus</i>	49 %	A, B
Ofloxacin	<i>Scenedesmus almeriensis</i>	75 – 86 %	A, B, C, D
Norfloxacin	<i>S. obliquus</i>	41 %	–
Norfloxacin	<i>C. vulgaris</i>	51 %	–
Norfloxacin	<i>S. obliquus</i>	45 %	–
Tetracycline	<i>M. aeruginosa</i>	98 %	A, B, C
Tetracycline	<i>Chlamydomonas sp.</i>	100 %	A, D
Tetracycline	<i>T. dimorphus</i>	11 %	A, D
Trimethoprim	<i>Nannochloris sp.</i>	0 %	E
Sulfamethoxazole	<i>S. obliquus</i>	47 %	A
Sulfamethoxazole	<i>Nannochloris sp.</i>	99 %	B, D
Sulfamethoxazole	<i>S. obliquus</i>	62 %	A
Sulfamethoxazole	<i>Nannochloris sp.</i>	32 %	D
Sulfamethazine	<i>S. obliquus</i>	19 %	–
Sulfamethazine	<i>C. vulgaris</i>	33 %	–
Sulfamethazine	<i>S. obliquus</i>	52 %	–
Sulfadiazine	<i>C. vulgaris</i>	67 %	A, D
Sulfadiazine	<i>Chlamydomonas sp.</i>	54 %	A
Trimethoprim	<i>Scenedesmus almeriensis</i>	44 – 50 %	A, B, C, D
7-amino cephalosporanic acid	<i>Chlorella sp.</i>	100 %	B, D
7-amino cephalosporanic acid	<i>Chlamydomonas sp.</i>	100 %	B, D
7-amino cephalosporanic acid	<i>Mychonastes sp.</i>	100 %	B, D
Лекарства за централната нервна система, антидепресанти, антипсихотици			
Caffeine	Консорциум от алги	99 %	A
Caffeine	Консорциум от алги	< 40 %	–
Diazepam	–	94 %	–
Diazepam	–	71 %	–
Oxazepam	<i>T. dimorphus</i>	80 %	A, D
Oxazepam	Консорциум от алги	< 40 %	–
Lorazepam	–	83 %	–
Venlafaxine	Консорциум от алги	57 %	–

* η – ефект на пречистване.

**Механизмите на отстраняване са: биохимично разграждане/биохимична трансформация (А), биоадсорбция (В), биоаккумуляция (С), фотолиза (D) и бионеразградимо съединение (E).

4. Отстраняване на метали, металоиди и лантаноиди

Основните механизми за отстраняване на метали от отпадъчни води с микроводорасли са нагледно представени на фиг. 6 [78 – 82].



Фиг. 6. Механизми на извънклетъчно и вътреклетъчно задържане на метали от микроалги

Микроалгите предоставят възможност за отстраняване на метали, металоиди, лантаноиди и техните съединения поради биологичната необходимост от някои метали за жизнените им процеси (Mn^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Mo^{2+} , Fe^{2+} и Zn^{2+}) и активните отрицателни групи (COO^- , OH^- , PO_4^{3-} , NO_3^- , SH^- , RNH_2^- , RO^- и RS^-) по повърхността и във вътрешността на клетките, формиращи заряд на самите клетки, който потенциално може да се използва за отстраняване на противоположно заредени йони [78, 79]. На тази база основните механизми за отстраняване на метали от водите с микроводорасли се подразделят на две големи групи с по няколко подгрупи към всяка [80 – 82].

4.1. Извънклетъчни механизми

4.1.1. Биосорбция

При този пасивен физикохимичен процес металните йони се свързват с функционални групи, налични по външната повърхност на клетъчната стена на микроводораслите. Тези групи могат да бъдат карбоксилни, фосфатни, хидроксилни и аминокиселинни групи. Свързването се осъществява чрез йонообмен, формиране на ковалентни връзки, както и образуване на йонни връзки вследствие на електростатични сили на привличане. Механизмът е бърз, обратим и ефективен за широк спектър от метални йони и техни съединения, като процесите, свързани с него, могат да се осъществят както с живи, така и с мъртви клетки на водорасловата биомаса, тъй като дори и след отмиране те запазват биосорбтивната си способност [81, 82].

4.1.2. Образуване на метал-органични комплекси

Микроводораслите секретират извънклетъчни полимерни вещества (EPS), съставени предимно от полизахариди, гликопротеини и уронови киселини, които

улесняват свързването на метални йони чрез комплекс-образуване. Тези секрети съдържат функционални групи, способни да хелатират метални катиони, образувайки стабилни метал-органични комплекси във водната среда около клетката. Това взаимодействие намалява токсичността на свободните йони, повишава селективността към определени метали и стабилизира замърсителите извън клетката. Комплекс-образуването, предизвикано от извънклетъчните полимери, играе допълваща роля към биосорбцията и допринася значително за извънклетъчната способност на водорасловите системи за детоксикация във водни среди, замърсени с метали и техни съединения [80, 81].

4.2. Вътреклетъчни механизми

4.2.1. Хелатиране

Хелатирането включва вътреклетъчно свързване на метални йони с нискомолекулни лиганди. Тези лиганди притежават висок афинитет и специфичност към метали, образувайки стабилни, нетоксични комплекси в цитоплазмата. Хелатирането предотвратява негативното взаимодействие на металите с основни биохимични пътища и предпазва клетъчните макромолекули от увреждане. То служи като основен предпазен механизъм за хомеостаза, особено при повишени концентрации на метали [81, 82].

4.2.2. Биотрансформация

Биотрансформацията обхваща ензимна или редокс модификация на металните йони и съединения в клетките на водораслите. Чрез окислително-редукционни реакции микроводораслите могат да редуцират по-токсични форми на метали, като например шествалентен хром (Cr^{6+}) до тривалентен хром (Cr^{3+}), като по този начин намаляват разтворимостта и биодостъпността на металите. Някои трансформации включват метилиране или образуване на неразтворими утайки. Този механизъм подобрява детоксикацията и обезвреждането на токсични за клетката вещества и често предшества компартаментализацията (механизъм, който е разгледан в следващата подточка). Той значително допринася за устойчивостта към метали и улавянето им от водната среда [80, 81].

4.2.3. Компартаментализация

Компартаментализацията се отнася до вътреклетъчната изолация на метални йони в специфични органели или везикули, като вакуоли, хлоропласти или ендоплазматичен ретикулум. Това пространствено разделяне предотвратява взаимодействието с чувствителни цитоплазмени ензими и нуклеинови киселини, като по този начин намалява токсичността. Често в комбинация с хелатиране, металите се съхраняват в инертни комплекси в специфични части на тези клетъчни органели или везикули, наречени „компартименти“. Компартаментализацията позволява дългосрочно задържане в клетките, поддържа клетъчния хомеостаз и представлява критична адаптация за оцеляване при продължително излагане на водна среда, богата на метали [80, 81].

Данните от изследванията от последните години в областта, обхващащи отстраняването на елементи, ефекта на пречистване по тях и използваните култури микрoалги за снижаването им са обобщени в табл. 2.

Таблица 2. Резултати от обзори върху изследвания от реактори с микроалги за отстраняване на метали, металоиди и лантаноиди от отпадъчни води

Елемент	η , [%]	Използвани култури микроалги в литературата	Източник
As	40 – 100 %	<i>Cladophora sp.</i> , <i>S. almeriensis</i> , <i>Chlorococcum sp.</i> , <i>U. lactuca</i> , <i>U. reticulata</i>	[79, 81, 82]
Br	38 %	<i>Scenedesmus almeriensis</i>	[81]
Ca ²⁺	37 – 98 %	<i>C. minutissima</i> , <i>Dunaliella</i> , <i>O. pinnatifida</i> , <i>D. palatina XR</i> , <i>C. vulgaris</i> , <i>A. thaliana</i> , <i>C. reinhardtii</i> , <i>C. acidophila</i> , <i>A. sphaerica</i> , <i>C. pyrenoidosa</i> , <i>S. acutus</i> , <i>P. ambiguum</i> , <i>Heterochlorella sp.</i> , <i>O. westi</i> , <i>S. platensis</i> , <i>Scenedesmus sp.</i> , <i>Chlorella sp.</i>	[79 – 82]
Co ²⁺	21 – 90 %	<i>Oedogonium sp.</i> , <i>Cystoseira indica</i> , <i>Dunaliella sp.</i>	[81, 83]
Cr ²⁺	74 – 95 %	<i>Dunaliella</i>	[79]
Cr ³⁺	20 – 100 %	<i>P. capillacea</i> , <i>S. maxima</i> , <i>C. miniata</i> , <i>N. pseudoalveolaris</i> , <i>C. sorokiniana</i> , <i>S. platensis</i>	[79, 82, 84]
Cr ⁶⁺	43 – 96 %	<i>S. quadricauda</i> , <i>U. lactuca</i> , <i>A. filiculoides</i> , <i>C. vulgaris</i>	[79, 84]
Cu ²⁺	48 – 99 %	<i>S. platensis</i> , <i>C. minutissima</i> , <i>C. fracta</i> , <i>S. platensis</i> , <i>Dunaliella</i> , <i>O. pinnatifida</i> , <i>C. indica</i> , <i>Oedogonium sp.</i> , <i>Desmodesmus sp. CHX1</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorophyceae spp.</i> , <i>U. lactuca</i> , <i>N. oculata</i>	[79, 81, 82, 84]
Fe	37 – 97 %	<i>Oedogonium sp.</i> , <i>M. aeruginosa</i> , <i>C. reinhardtii</i> , <i>C. littorale</i> , <i>C. humicola</i> , <i>Spirulina sp.</i>	[79 – 82, 84]
Hg ²⁺	16 – 97 %	<i>U. lactuca</i> , <i>J. rubens</i> , <i>S. coronopifolius</i> , <i>Oedogonium sp.</i> , <i>H. veneta</i> , <i>C. reinhardtii</i> , <i>A. sphaerica</i> , <i>U. lactuca</i> , <i>P. ambiguum</i> , <i>P. typicum</i>	[79 – 1, 84]
La	17 – 100 %	<i>C. reinhardtii</i> , <i>S. acuminatus</i> , <i>C. saccharophilum</i> , <i>C. reinhardtii</i>	[79, 85]
Mg ²⁺	29 – 56 %	<i>Chlorella sp.</i> , <i>Scenedesmus sp.</i>	[79]
Mn ²⁺	72 – 84 %	<i>C. minutissima</i> , <i>A. flosaquae</i> , <i>Synechocystis sp.</i> , <i>C. reinhardtii</i> , <i>C. vulgaris</i> , <i>U. lactuca</i>	[79 – 82]
Mo	60 – 100 %	<i>Laminaria japonica</i>	[79]
Ni ²⁺	27 – 66 %	<i>Dunaliella</i> , <i>Oedogonium sp.</i> , <i>S. almeriensis</i> , <i>S. quadricauda</i> , <i>O. westi</i> , <i>Desmodesmus sp.</i>	[79, 81, 82, 84]
Pb ²⁺	10 – 95 %	<i>C. stricta</i> , <i>S. myriocystum</i> , <i>C. fastigiata</i> , <i>Chlorella sp.</i> , <i>Scenedesmus sp.</i>	[79]
Pd	61 – 100 %	<i>O. westi</i> , <i>P. ambiguum</i> , <i>F. vesiculosus</i> , <i>G. amansii</i> , <i>P. leucosticta</i>	[81]
Re	60 – 100 %	<i>Laminaria japonica</i>	[79]
U	34 %	<i>Oedogonium sp.</i>	[79]
Zn ²⁺	48 – 91 %	<i>C. minutissima</i> , <i>C. fracta</i> , <i>Dunaliella</i> , <i>Oedogonium sp.</i> , <i>Chlorophyceae spp.</i> , <i>A. thaliana</i> , <i>D. tertiolecta</i> , <i>Chlorophyceae spp.</i>	[79 – 82]

От табл. 2 е видно, че микроалгите постигат ефект на пречистване по значителна част от металите, металоидите и лантаноидите. От друга страна той варира в много широки граници – от 10 до 100 %, което обуславя необходимостта от по-задълбочени изследвания по отношение на условията на средата, пропорцията на тежестта на съответните механизми и оптимизацията на процесите за постигане на максимални резултати по отношение на снижаването на замърсителите от метален характер.

5. Заключение

Извършеното обзорно изследване подчертава значителния потенциал на микроалгите като биологични агенти за отстраняване на замърсители в ПСОВ. Резултатите от множеството изследвания от последните години в областта показват, че използването на микроводорасли за пречистване на отпадъчни води представлява иновативен и устойчив подход за ефективното снижаване на биогенни елементи (С, N, P) и някои приоритетни замърсители от групите на фармацевтичните продукти, металите, металоидите и лантаноидите. Благодарение на своята метаболитна гъвкавост, адаптивност и способност за синтез на разнообразни ензими и свързващи молекули, микроалгите могат да прилагат както вътреклетъчни, така и извънклетъчни механизми на действие. Биологичните и физикохимичните механизми на действие като асимилация, биосорбция, биоаккумуляция, фотодеградация, фотосинтеза, хелатиране, компартментализация и други, протичат в различни конфигурации на микроводораслови системи – от монокултури до симбиотични консорциуми с бактерии, като осигуряват значителен ефект на пречистване на голяма част от изброените замърсители и техните подгрупи, често достигащи над 90 % при комбинираното си действие. Това подчертава възможността за интегриране на технологиите с микроалги в нови или съществуващи системи за пречистване на отпадъчни води. Въпреки че са постигнати обещаващи резултати, все пак механизмите варират значително в ефективността си в зависимост от условията и замърсителя. В тази връзка, след натрупаното знание относно специфичния начин на работата на системите с алги, свързан с механизмите на процесите, и систематизирането му в настоящата обзорна статия, предизвикателствата за бъдещите изследвания са свързани с оптимизацията на култивационните условия и прецизната преценка относно съчетаването на технологията с пречиствателния процес в ПСОВ.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Greenwalt, J., Martino, D.* Global Environment for Cities-GEO for Cities: Towards Green and Just. United Nations Environment Programme and United Nations Human Settlements Programme (UNEP), 2021, ISBN 978-92-807-3889-6.
2. *Li, Y., Xu, Y., Fu, Z., Li, W., Zheng, L., Li, M.* Assessment of energy use and environmental impacts of wastewater treatment plants in the entire life cycle: A system meta-analysis. // *Environmental Research*, 2021.
3. *Dereszewska, A., Cytawa, S.* Circular Economy in Wastewater Treatment Plants–Potential Opportunities for Biogenic Elements Recovery. // *Water*, 2023, 15 (21).
4. *Díaz, V., Leyva-Díaz, J. C., Almécija, M. C., Poyatos, J. M., del Mar Muñío, M., Martín-Pascual, J.* Microalgae bioreactor for nutrient removal and resource recovery from wastewater in the paradigm of circular economy. // *Bioresource Technology*, 2022, 363.

5. Kundu, P., Dutta, N., Bhattacharya, S. Application of microalgae in wastewater treatment with special reference to emerging contaminants: a step towards sustainability. // *Frontiers in Analytical Science*, 2024, 4.
6. Udaypal, Goswami, R. K., Mehariya, S., Verma, P. Advances in microalgae-based carbon sequestration: Current status and future perspectives. // *Environmental Research*, 2024, 249.
7. Hasnain, M., Zainab, R., Ali, F., Abideen, Z., Yong, J. W. H., El-Keblawy, A., Hashmi, S., Radicetti, E. Utilization of microalgal-bacterial energy nexus improves CO₂ sequestration and remediation of wastewater pollutants for beneficial environmental services. // *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, 267.
8. *United Nations (UN) Environment Programme*. The Sustainable Development Goals (SDGs), 2015, <https://www.unep.org/topics/sustainable-development-goals>, poseten na 04.07.2025.
9. *UN Water*. Wastewater: the untapped resource: the United Nations world water development report. United Nations Education, Scientific and Cultural Organization, 2017, ISBN 978-92-3-100201-4.
10. *European Commission*. A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe, 2020.
11. *European Commission*. A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system, 2020.
12. *European Commission*. Sustainable carbon cycles, 2021.
13. *European Commission*. EU4Algae, 2022 – 2025, https://maritime-forum.ec.europa.eu/theme/blue-economy-and-fisheries/blue-economy/eu4algae_en, poseten na 04.07.2025.
14. *Federal Ministry of Education and Research (BMBF) and Federal Ministry of Food and Agriculture (BMEL)*. Nationale Bioökonomiestrategie. Federal Republic of Germany. 2020, <https://biooekonomie.de/themen/politikstrategie-deutschland>, poseten na 04.07.2025.
15. *Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation*. Stratégie Nationale Bioéconomie: Une stratégie bioéconomie pour la France. République Française, 2017, <https://agriculture.gouv.fr/une-strategie-bioeconomie-pour-la-france-plan-daction-2018-2020>, poseten na 04.07.2025.
16. Naredba № 6 ot 9.11.2000 g. za emisionni normi za dopustimo sadarjanje na vredni i opasni veshchestva v otpadachnite void, zaustvani vav vodni obekti, 2004.
17. *European Commission*. DIRECTIVE (EU) 2024/3019 of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast), 2024.
18. Rani, S., Chowdhury, R., Tao, W., Nedbalova, L. Microalga-mediated tertiary treatment of municipal wastewater: Removal of nutrients and pathogens. // *Sustainability (Switzerland)*, 2021, 13 (17).
19. Nguyen, L. N., Aditya, L., Vu, H. P., Jahir, A. H., Bennar, L., Ralph, P., Hoang, N. B., Zdarta, J., Nghiem, L. D. Nutrient Removal by Algae-Based Wastewater Treatment. // *Current Pollution Reports*, 2022, 8 (4): 369 – 383.
20. Jia, H., Yuan, Q. Removal of nitrogen from wastewater using microalgae and microalgae–bacteria consortia. // *Cogent Environmental Science*, 2016, 2 (1).
21. Bossa, R., di Colandrea, M., Salbitani, G., Carfagna, S. Phosphorous Utilization in Microalgae: Physiological Aspects and Applied Implications. // *Plants*, 2024, 13 (15).
22. Delgadillo-Mirquez, L., Lopes, F., Taidi, B., Pareau, D. Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture. // *Biotechnology Reports*, 2016.
23. Salbitani, G., Carfagna, S. Ammonium utilization in microalgae: A sustainable method for wastewater treatment. // *Sustainability*, 2021, 13 (2): 1 – 17.

24. *Lachmann, S. C., Mettler-Altmann, T., Wacker, A., Spijkerman, E.* Nitrate or ammonium: Influences of nitrogen source on the physiology of a green alga. // *Ecology and Evolution*, 2019, 9 (3): 1070 – 1082.
25. *Lwin, H. W., Siangdung, W., Ngoenphoemsup, S., Taweelang, P., Paithoonrangsarid, K.* Beneficial effect of urea utilization in response to high temperature in *Arthrospira platensis* C1. // *Algal Research*, 2023, 74.
26. *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.* Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. // *Environmental Science and Ecotechnology*, 2023, 13.
27. *Chai, W. S., Chew, C. H., Munawaroh, H. S. H., Ashokkumar, V., Cheng, C. K., Park, Y. K., Show, P. L.* Microalgae and ammonia: A review on inter-relationship. // *Fuel*, 2021.
28. *Xing, D., Li, X., Wang, Y., Deng, S., Jin, C., Zhao, Y., Guo, L.* The comprehensive impact of phosphorus sources on microalgae biochemical metabolism and phosphorus transformation. // *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 51.
29. *Solovchenko, A., Gorelova, O., Karpova, O., Selyakh, I., Semenova, L., Chivkunova, O., Baulina, O., Vinogradova, E., Pugacheva, T., Scherbakov, P., Vasilieva, S., Lukyanov, A., Lobakova, E.* Phosphorus feast and famine in cyanobacteria: Is luxury uptake of the nutrient just a consequence of acclimation to its shortage? // *Cells*, 2020, 9 (9), 1 – 21.
30. *Baldisserotto, C., Demaria, S., Accoto, O., Marchesini, R., Zanella, M., Benetti, L., Avolio, F., Maglie, M., Ferroni, L., Pancaldi, S.* Removal of nitrogen and phosphorus from thickening effluent of an urban wastewater treatment plant by an isolated green microalga. // *Plants*, 2020, 9 (12): 1 – 23.
31. *Shuhaili, F., Segura-Noguera, M., Mathumathy, Vijayaraghavan, R., Thilagar, S., Lakshmanan, U., Prabakaran, D., Vaidyanathan, S.* Nitrate and phosphate uptake dynamics in two halotolerant strains of *Chlorella vulgaris* is differentially influenced by carbon, nitrogen and phosphorus supply. // *Chemical Engineering Journal*, 2023, 458.
32. *Larsdotter, K.* Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate. A doctoral thesis from the School of Biotechnology, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden., 2006, ISBN 91-7178-288-5.
33. *Mukherjee, S., Sen, R., Ralph, P. J., Poddar, N.* The catalytic role of carbonic anhydrase in optimizing carbon fixation in microalgal cultures. // *Journal of Cleaner Production*, 2025.
34. *Abdur Razzak, S., Bahar, K., Islam, K. M. O., Haniffa, A. K., Faruque, M. O., Hossain, S. M. Z., Hossain, M. M.* Microalgae cultivation in photobioreactors: sustainable solutions for a greener future. // *Green Chemical Engineering*, 2024, 5 (4): 418 – 439.
35. *Moroney J.* Carbonic anhydrases in plants and algae. // *Plant, Cell and Environment*, 2001.
36. *Dammak, I., Fersi, M., Hachicha, R., Abdelkafi, S.* Current Insights into Growing Microalgae for Municipal Wastewater Treatment and Biomass Generation. // *Resources*, 2023, 12 (10).
37. *Langenfeld, N. J., Kusuma, P., Wallentine, T., Criddle, C. S., Seefeldt, L. C., Bugbee, B.* Optimizing Nitrogen Fixation and Recycling for Food Production in Regenerative Life Support Systems. // *Frontiers in Astronomy and Space Sciences*, 2021, 8.
38. *Kinidi, L., Tan, I. A. W., Abdul Wahab, N. B., Tamrin, K. F. bin, Hipolito, C. N., Salleh, S. F.* Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment. // *International Journal of Chemical Engineering*, 2018.
39. *Sutherland, L.* Improving microalgal tolerance to high ammonia with simple organic carbon addition for more effective wastewater treatment. // *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 47.

40. *Mohammadkhani, G., Mahboubi, A., Plöhn, M., Funk, C., Ylitervo, P.* Total ammonia removal from anaerobic digestion effluents of municipal sewage sludge using Nordic microalgae. // *Algal Research*, 2024, 84.
41. *Valchev, D., Ribarova, I.* A Review on the Reliability and the Readiness Level of Microalgae-Based Nutrient Recovery Technologies for Secondary Treated Effluent in Municipal Wastewater Treatment Plants. // *Processes*, 2022, 10 (2).
42. *Yu, D., Yan, L., Shi, J. et al.* Phosphorus Removal and Recovery During Microalgae-Based Wastewater Treatment: A Mini-review. // *Int J Environ Res*, 2024, 18 (34).
43. *Young, P., Phasey, J., Wallis, I., Vandamme, D., Fallowfield, H.* Autoflocculation of microalgae, via magnesium hydroxide precipitation, in a high rate algal pond treating municipal wastewater in the South Australian Riverland. // *Algal Research*, 2021, 59.
44. *Wu, Q., Guo, L., Wang, Y., Zhao, Y., Jin, C., Gao, M., She, Z.* Phosphorus uptake, distribution and transformation with *Chlorella vulgaris* under different trophic modes. *Chemosphere*, 2021, 285.
45. *Peng, L., Li, Y., Li, Q., Liang, C., Nasr, M., Xu, Y., Liu, Y., Zhou, Y.* The effect of free ammonia on ammonium removal and N₂O production in a consortium of microalgae and partial nitrification cultures. // *Chemical Engineering Journal*, 2023, 474.
46. *Tang, C. C., Zhang, X., He, Z. W., Tian, Y., Wang, X. C.* Role of extracellular polymeric substances on nutrients storage and transfer in algal-bacteria symbiosis sludge system treating wastewater. // *Bioresource Technology*, 2021, 331.
47. *Li, Q., Xu, Y., Liang, C., Peng, L., Zhou, Y.* Nitrogen removal by algal-bacterial consortium during mainstream wastewater treatment: Transformation mechanisms and potential N₂O mitigation. // *Water Research*, 2023, 235.
48. *Liang Z., Zhao Y., Ji H., Li Z.* Algae-bacteria symbiotic biofilm system for low carbon nitrogen removal from municipal wastewater: A review. // *World J Microbiol Biotechnol.*, 2025, 41 (7).
49. *Xu, J., Du, Y., Xu, Y., Chen, F., Zhou, L., Sun, J., Qiu, T.* Review of the application of bacterial-algae symbiotic systems in nitrogen removal from aquaculture effluent: principles, performance enhancement, resource utilization, and challenges. // *Water Reuse*, 2025.
50. *Luo, Y., Lu, X., Zhou, G., Shen, H., Li, H., Li, S., Pan, X., Dao, G.* Microalgae for phosphorus chemical wastewater treatment and recovery of phosphorus. // *Environmental Research*, 2025, 276.
51. *Göncü, S., Şimşek Uygun, B., Atakan, S.* Nitrogen and phosphorus removal from wastewater using *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda* microalgae with a batch bioreactor. // *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2025.
52. *Oruganti, R. K., Katam, K., Show, P. L., Gadhamshetty, V., Upadhyayula, V. K. K., Bhattacharyya, D.* A comprehensive review on the use of algal-bacterial systems for wastewater treatment with emphasis on nutrient and micropollutant removal. // *Bioengineered*, 2022, 13 (4): 10412 – 10453.
53. *Salgado, E. M., Esteves, A. F., Gonçalves, A. L., Pires, J. C. M.* Microalgal cultures for the remediation of wastewaters with different nitrogen to phosphorus ratios: Process modelling using artificial neural networks. // *Environmental Research*, 2023, 231.
54. *Popa, M. D., Simionov, I. A., Petrea, S. M., Georgescu, P. L., Ifrim, G. A., Iticescu, C.* Efficiency of Microalgae Employment in Nutrient Removal (Nitrogen and Phosphorous) from Municipal Wastewater. // *Water*, 2025, 17 (2).
55. *Rehman, R., Kazmi, S. F., Irshad, M., Bilal, M., Hafeez, F., Ahmed, J., Shaheedi, S., Nazir, R.* Microalgae-Assisted Treatment of Wastewater Originating from Varied Sources, Particularly in the Context of Heavy Metals and Antibiotic-Resistant Bacteria. // *Water*, 2024, 16 (22).

56. *Barreiro-Vescovo, S., González-Fernández, C., Ballesteros, M., de Godos, I.* Activity determination of an algal-bacterial consortium developed during wastewater treatment based on oxygen evolution. // *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 36.
57. *Fallahi, A., Rezvani, F., Asgharnejad, H., Khorshidi, E., Hajinajaf, N., Higgins, B.* Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review. // *Chemosphere*, 2021, 272.
58. *Nguyen, T. T. D., Nguyen, T. T., An Binh, Q., Bui, X. T., Ngo, H. H., Vo, H. N. P., Andrew Lin, K. Y., Vo, T. D. H., Guo, W., Lin, C., Breider, F.* Co-culture of microalgae-activated sludge for wastewater treatment and biomass production: Exploring their role under different inoculation ratios. // *Bioresource Technology*, 2020, 314.
59. *Kong, W., Kong, J., Feng, S., Yang, T. T., Xu, L., Shen, B., Bi, Y., Lyu, H.* Cultivation of microalgae-bacteria consortium by waste gas-waste water to achieve CO₂ fixation, wastewater purification and bioproducts production. // *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 2024.
60. *Chaïb, S., Pistevo, J. C. A., Bertrand, C., Bonnard, I.* Allelopathy and allelochemicals from microalgae: An innovative source for bio-herbicidal compounds and biocontrol research. // *Algal Research*, 2021, 54.
61. *Gonçalves, A. L., Pires, J. C. M., Simões, M.* A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. // *Algal Research*, 2017, 24: 403 – 415.
62. *Mathew, M. M., Khatana, K., Vats, V., Dhanker, R., Kumar, R., Dahms, H. U., Hwang, J. S.* Biological Approaches Integrating Algae and Bacteria for the Degradation of Wastewater Contaminants – A Review. // *Frontiers in Microbiology*, 2022, 12.
63. *Huang, Y., Chen, R., Zhang, Z., Qi, Y., Guan, Y., Ma, X., Wei, Q., Yang, G.* Enhancing wastewater treatment with a novel separated algae membrane oxygenated activated sludge reactor. // *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 61.
64. *Mohsenpour, S. F., Hennige, S., Willoughby, N., Adeloje, A., Gutierrez, T.* Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review. // *Science of the Total Environment*, 2021.
65. *Prathima Devi, M., Venkata Subhash, G., Venkata Mohan, S.* Heterotrophic cultivation of mixed microalgae for lipid accumulation and wastewater treatment during sequential growth and starvation phases: Effect of nutrient supplementation. // *Renewable Energy*, 2012, 43.
66. *He, P. J., Mao, B., L., F., Shao, L. M., Lee, D. J., Chang, J. S.* The combined effect of bacteria and *Chlorella vulgaris* on the treatment of municipal wastewaters. // *Bioresource Technology*, 2013, 146: 562 – 568.
67. *Sacristán de Alva, M., Luna-Pabello, V. M., Cadena, E., Ortiz, E.* Green microalga *Scenedesmus acutus* grown on municipal wastewater to couple nutrient removal with lipid accumulation for biodiesel production. // *Bioresource Technology*, 2013, 146: 744 – 748.
68. *Li, Y., Zhou, W., Hu, B., Min, M., Chen, P., Ruan, R. R.* Integration of algae cultivation as biodiesel production feedstock with municipal wastewater treatment: Strains screening and significance evaluation of environmental factors. // *Bioresource Technology*, 2011, 102 (23).
69. *Hu, B., Min, M., Zhou, W., Li, Y., Mohr, M., Cheng, Y., Lei, H., Liu, Y., Lin, X., Chen, P., Ruan, R.* Influence of exogenous CO₂ on biomass and lipid accumulation of microalgae *Auxenochlorella protothecoides* cultivated in concentrated municipal wastewater. // *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2012, 166 (7): 1661 – 1673.
70. *Li, X., Shen, X., Jiang, W., Xi, Y., Li, S.* Comprehensive review of emerging contaminants: Detection technologies, environmental impact, and management strategies. // *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2024, 278.

71. Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., Surampalli, R. Y. Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. // *Science of the Total Environment*, 2021, 753.

72. Kumar, R., Qureshi, M., Vishwakarma, D. K., Al-Ansari, N., Kuriqi, A., Elbeltagi, A., Saraswat, A. A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies. // *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2022.

73. Zhou, T., Zhang, Z., Liu, H., Dong, S., Nghiem, L. D., Gao, L., Chaves, A. v., Zamyadi, A., Li, X., Wang, Q. A review on microalgae-mediated biotechnology for removing pharmaceutical contaminants in aqueous environments: Occurrence, fate, and removal mechanism. // *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 443.

74. Wang, Y., Liu, J., Kang, D., Wu, C., Wu, Y. Removal of pharmaceuticals and personal care products from wastewater using algae-based technologies: a review. // *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2017, 16 (4): 717 – 735.

75. Morillas-España, A., López-Serna, R., Rodríguez Chikri, L. Y., Jiménez, J. J., Lafarga, T., Uggetti, E., Acién, G., González-López, C. Microalgae wastewater treatment: Pharmaceutical removal and biomass valorization. // *Journal of Environmental Management*, 2025, 380.

76. Hena, S., Gutierrez, L., Croué, J.-P. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from 3 wastewater using microalgae: A review. // *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403.

77. Ahmed, S., Mujtaba, G., Rizwan, M., Ahmed, S., Brohi, M. R., Ali, S. W. Current Progress on the Microalgae-mediated Treatment of Pharmaceutical Active Compounds. // *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 2024, 38 (1): 1 – 13.

78. Xu, K., Du, M., Yao, R., Luo, J., Chen, Z., Li, C., Lei, A., Wang, J. Microalgae-mediated heavy metal removal in wastewater treatment: Mechanisms, influencing factors, and novel techniques. // *Algal Research*, 2024, 82.

79. Salama, E. S., Roh, H. S., Dev, S., Khan, M. A., Abou-Shanab, R. A. I., Chang, S. W., Jeon, B. H. Algae as a green technology for heavy metals removal from various wastewater. // *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2019, 35 (5).

80. Sattayawat, P., Yunus, I. S., Noirungsee, N., Mukjang, N., Pathom-Aree, W., Pekkoh, J., Pumas, C. Synthetic Biology-Based Approaches for Microalgal Bio-Removal of Heavy Metals from Wastewater Effluents. // *Frontiers in Environmental Science*, 2021, 9.

81. Sarma, U., Hoque, M. E., Thekkangil, A., Venkatarayappa, N., Rajagopal, S. Microalgae in removing heavy metals from wastewater – An advanced green technology for urban wastewater treatment. // *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2024, 15.

82. Mahlangu, D., Mphahlele, K., de Paola, F., Mthombeni, N. H. Microalgae-Mediated Biosorption for Effective Heavy Metals Removal from Wastewater: A Review. // *Water*, 2024.

83. Liu, C., Wen, X., Pan, H., Luo, Y., Zhou, J., Wu, Y., Zeng, Z., Sun, T., Chen, J., Hu, Z., Lou, S., Li, H. Bioremoval of Co(II) by a novel halotolerant microalgae *Dunaliella* sp. FACHB-558 from saltwater. // *Frontiers in Microbiology*, 2024, 15.

84. Faruque, M. O., Uddin, S., Hossain, M. M., Hossain, S. M. Z., Shafiquzzaman, M., Razzak, S. A. A comprehensive review on microalgae-driven heavy metals removal from industrial wastewater using living and nonliving microalgae. // *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2024, 16.

85. Plouviez, M., Guieysse, B., Wolmarans, K., Matinong, A. M. E., Buwalda, O., Thånell, K., Beinik, I., Tuyishime, J. R. M., Mitchell, V., Kappen, P., Flynn, D., Jauffrais, T., Haverkamp, R. G. Microalgae for the Extraction and Separation of Rare Earths: An STXM Study of Ce, Gd, and P. // *ACS Sustainable Resource Management*, 2024, 1 (10).

MECHANISMS FOR POLLUTANTS REMOVAL IN MICROALGAE WASTEWATER TREATMENT

D. Valchev¹

Keywords: wastewater treatment, microalgae, mechanisms, nutrients removal, contaminants of emerging concern removal

ABSTRACT

This review paper examines the potential of microalgae as a sustainable and effective solution for wastewater treatment. The main mechanisms by which microalgae remove biogenic elements – nitrogen, phosphorus, and organic pollutants (BOD, COD), contaminants of emerging concern, metals, metalloids, and lanthanoids are summarized. Emphasis is placed on biological and physicochemical processes such as assimilation, biosorption, bioaccumulation, photodegradation, photosynthesis, chelation, compartmentalization, etc. that occur in the various configurations of microalgae systems – from monocultures to symbiotic consortia with bacteria. In addition, the specificity of microalgae in their use in wastewater treatment technologies is discussed. For this purpose, an analysis of the effectiveness of removing certain groups of pollutants, as well as the technological challenges and prospects, has been carried out. In this way, a more in-depth explanation of the processes occurring in microalgae reactors has been established, which in turn will support the future development of algae-based systems.

¹ Dobril Valchev, Chief Assist. Prof. Dr. Eng., Dept. “Water Supply, Sewerage, Water and Wastewater Treatment”, UACEG, 1 H. Smirnenski Blvd., Sofia 1046, e-mail: dvalchev_fhe@uacg.bg