



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 23011  
Examensarbete 30 hp  
Juni 2023



# Reningsfunktion i svenska spillvattenvåtmarker

En studie av avskiljningseffektiviteten av kväve, fosfor  
och läkemedelsrester

---

Emma Nyholm



UPPSALA  
UNIVERSITET



# Functionality of constructed wetlands for wastewater treatment in Sweden – a study of the removal efficiency of nitrogen, phosphorus, and pharmaceutical residues

---

Emma Nyholm

## Abstract

Discharges of pollutants through wastewater into natural waterways may cause major negative effects on the aquatic ecosystem and human health, where nitrogen, phosphorus and pharmaceutical residues are some of the pollutants found in wastewater. Treatment plants in larger urban areas are today built to reduce nitrogen and phosphorus, but most treatment plants in Sweden lack nitrogen removal and are to a low degree adapted to remove organic micro pollutions. To reduce the load on the recipient, additional treatment is required, and an alternative to more traditional treatment techniques is through systems such as constructed wetlands for wastewater treatment.

The purpose of this study is to investigate the function of constructed wetlands for water treatment to increase knowledge about the function of reducing nitrogen, phosphorus and pharmaceutical residues. Through existing monitoring data, the treatment efficiency of nitrogen and phosphorus from seven wetlands and of pharmaceuticals from five wetlands were calculated. Also, incoming and outgoing concentrations of the pollutants were analyzed. After analysis and comparison of treatment results, parameters that affects removal efficiency within and between different wetlands were obtained based on the facility and operation for each wetland. Also, a regression analysis was made.

In a wetland for wastewater treatment, a nitrogen removal between 500 to 1600 kg/(ha·year) (14 to 64 %) and a phosphorus removal between 14 to 68 kg/(ha·year) (44 to 88 %) can be expected. On average, nitrogen concentrations have decreased from 20 mg/l to 13 mg/l, and phosphorus concentrations from 0,27 mg/l to 0,13 mg/l. The result of pharmaceutical removal was divided into seasons, where the concentrations in summer decreased from 1500 ng/l to 390 ng/l corresponding to 80%, and in winter from 500 ng/l to 315 ng/l corresponding to 21%. Pharmaceuticals with greater removal efficiencies were Diclofenac, Furosemide, Ibuprofen and Naproxen. Conclusions that were drawn is that removal is largely influenced by load, which varies between wetlands and seasons. Other parameters that could be proved is temperature and oxygenation for nitrogen removal and the amount of phosphorous released from the sediment, which for example could be avoided through a constant load, for phosphorous removal. Removal of nitrogen and phosphorus is also affected by vegetation. Removal of pharmaceuticals is mainly benefited by high temperature, solar radiation, and vegetation.

Keywords: Nitrogen, phosphorous, pharmaceutical, wetland, removal efficiency, wastewater

**Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten**

**Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby**

Handledare: Linus Halvarsson Ämnesgranskare: Marcus Wallin

Examinator: Sahar Dalahmeh

# I. REFERAT

Utsläpp av orenat spillvatten till de naturliga vattendragen kan ge stora negativa effekter på det akvatiska ekosystemet och på människans hälsa genom exempelvis övergödning, toxisk påverkan på vattenlevande organismer, sjukdomsspridning och antibiotikaresistens. Reningsverk i större tätorter är idag anpassade för att rena spillvatten från kväve och fosfor, men de flesta reningsverk i Sverige saknar kväverening och är i låg grad anpassade för att rena avloppsvattnet från organiska mikroföroreningar. För att minska belastningen på recipienten krävs extra rening, och ett alternativ till mer traditionella reningstekniker är genom system som våtmarker för spillvattenrening, så kallade spillvattenvåtmarker.

Syftet med denna studie är att undersöka reningsfunktionen i spillvattenvåtmarker för att höja kunskapen kring spillvattenvåtmarkers funktion för avskiljning av kväve, fosfor och läkemedelsrester. Genom en datainsamling från befintliga provtagningar, beräknades avskiljningseffektiviteten för kväve och fosfor i sju våtmarker och för läkemedel i fem våtmarker. Även ingående och utgående halter av föroreningar analyserades. Efter analys och jämförelse av reningsresultat, togs parametrar som påverkar avskiljningseffektiviteten inom och emellan olika våtmarker fram baserat på hur anläggningen och driften ser ut för respektive våtmark. Även en regressionsanalys gjordes.

I spillvattenvåtmarker kan en kväveavskiljning i medeltal mellan 500 och 1600 kg/(ha·år) motsvarande 14 till 64 % och fosforavskiljning mellan 14 och 68 kg/(ha·år) motsvarande mellan 44 och 85 % väntas. I medeltal har kvävehalterna minskat från 20 mg/l till 13 mg/l, och fosforhalter från 0,27 mg/l till 0,13 mg/l. Resultatet av läkemedelsavskiljning delades in i säsonger, där halterna sommartid minskat från 1500 ng/l till 390 ng/l motsvarande 80 %, och vintertid från 500 ng/l till 315 ng/l motsvarande 21 %. Några läkemedelssubstanser med stor avskiljning var Diklofenak, Furosemid, Ibuprofen och Naproxen. Avskiljningen påverkas till stor del av belastning, som varierar mellan våtmarker och tider på året. Andra parametrar som kunde visas påverka avskiljningen är temperatur och syresättning för kväveavskiljning och mängden fosforsläpp, som i sin tur kan undvikas genom en jämn belastning och torrlagda våtmarkssystem, för fosforavskiljning. Kväve- och fosforavskiljning påverkas dessutom av växtlighet. Läkemedelsavskiljningen gynnas främst av hög temperatur, solinstrålning och växtlighet. Slutligen kunde konstateras att goda förutsättningar finns för vattenrening i våtmarker, under förutsättning att våtmarken planeras och drivs utifrån en processidé om vad man vill att våtmarken ska åstadkomma.

**Nyckelord:** Kväve, fosfor, läkemedel, våtmark, avskiljning, spillvatten

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet  
Box 7050, SE-750 07 Uppsala. ISSN 1401-5765

## II. POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

För att undvika miljöproblem och sjukdomsspridning från avloppet krävs det rening av avloppsvatten, vilket i Sverige har gjorts i viss mån sedan 1930-talet. På 1970- och 80-talet gjordes stora satsningar på avloppsvattenrening där reningsverk byggdes ut för att rena vatten från fosfor och biologiskt material och senare under 1990-talet även för kväverening vid större kustnära tätorter. Kväve och fosfor är i sig inget miljöproblem då de är näringsämnen och därmed en förutsättning för allt liv. Däremot uppstår problem i form av övergödning om för stora mängder av näringsämnen tillförs det naturliga ekosystemet. Övergödning leder till syrefria botten och algblomning, som kan vara mycket skadligt för vattenlevande organismer.

En annan typ av förorening som finns i avloppsvattnet, och vars effekter har upptäckts först på senare år, är läkemedelsrester. Läkemedel är utformade för att förbättra människans hälsa genom att påverka kroppens biologiska processer. Problemet uppstår när substanser av läkemedlen når avloppsvattnet, och där fortsätter att ge effekt på biologiska processer vilket kan ge stora negativa effekter på miljön. Studier har visat att utsläpp av läkemedel bland annat gett effekter som cellförändringar och hämning av fortplantning hos fisk. En annan effekt, som ges genom utsläpp av läkemedel innehållande antibiotika, är en spridning av antibiotikaresistenta bakterier vilket är ett hot mot människans globala hälsa.

Eftersom kväverening inte är ett krav för mindre reningsverk saknas det idag kväverening vid de flesta reningsverk i Sverige. Därtill pågår det mycket forskning för teknik för läkemedelsrening vid avloppsreningsverk, och är idag i låg grad implementerat på reningsverken. Avancerad reningsteknik, framför allt för läkemedelsrening men även för kväverening, är ofta dyr och energikrävande vilket gör den svår att applicera för mindre reningsverk. Ett sätt att förbättra reningen är att kombinera mer traditionella reningstekniker med system för avloppsvattenrening genom våtmarker, så kallade spillvattenvåtmarker.

I en våtmark sker flera processer som bidrar till vattenrening, där biologisk nedbrytning genom mikroorganismer har en stor påverkan. Men flera andra processer påverkar avskiljning, exempelvis sedimentation där partiklar sjunker ner och sätter sig på bottenmaterialet i våtmarken, sorption där föroreningar binds till andra material i våtmarken, och solljus som kan bryta ner föroreningar genom UV-strålning. Växtlighet kan avskilja föroreningar dels genom upptag av föroreningar, dels genom att skapa ytor och miljöer som gynnar den biologiska nedbrytningen.

Denna studie undersöker avskiljningen av kväve, fosfor och läkemedelsrester i spillvattenvåtmarker, baserat på befintliga data från provtagningar av dessa föroreningar i åtta svenska spillvattenvåtmarker. Resultatet visade en kväveavskiljningen i medeltal mellan 500 och 1600 kg/(ha·år) motsvarande 14 till 64% och en fosforavskiljning i medeltal mellan 14 och 68 kg/(ha·år) motsvarande mellan 44 och 85 % kan väntas. I medeltal har kvävehalterna minskat från 20 mg/l till 13 mg/l, och fosforhalter från 0,27 mg/l till 0,13 mg/l. Resultatet av läkemedelsavskiljning delades in i säsonger, där halterna sommartid minskat från i medeltal

1500 ng/l till 390 ng/l motsvarande 80%, och vintertid från 500 ng/l till 315 ng/l motsvarande 21%.

För att svara på orsaker till variation i resultatet, undersöktes även vilka parametrar som påverkar variationen i avskiljning inom en våtmark och även mellan olika våtmarker. En parameter som till stor del påverkar avskiljningen är belastningen, där en högre belastning ger en högre avskiljning. Kväveavskiljning påverkas även i stor uträkning av temperatur och syresättning. Fosforavskiljningen gynnas om få fosforsläpp sker i våtmarken, det vill säga att fosfor som har sedimenterat släpper från sedimenten och återförs till vattenmassan. Detta kan bland annat undvikas om belastningen till våtmarken är jämn. Dessutom påverkas både kväve- och fosforavskiljningen av växtlighet. Läkemedelsavskiljningen gynnas av en hög temperatur, solinstrålning och mycket växtlighet.

### III. FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar Civilingenjörsutbildningen i Miljö- och Vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet har utförts hos Water Revival Systems AB (WRS AB) och är en del i Svenskt Vattens utvecklingsprojekt "*Våtmarker – ett kompletterande reningssteg till kommunala ARV*". Resultatet kommer att utgöra en del av den slutrapport som ska vara klar under 2023.

Först och främst vill jag rikta ett stort tack min handledare Linus Halvarsson för all stöttning och vägledning under arbetets gång. Tack också till Peter Ridderstolpe för bra synpunkter och svar på mina frågor kring våtmarker. Jag vill även rikta ett tack till samtliga på WRS för att ni har gjort att jag känt mig så välkommen på kontoret under hela våren.

Jag vill också tacka min ämnesgranskare Marcus Wallin för värdefulla kommentarer.

Slutligen vill jag tacka alla inblandade driftansvariga och andra anställda på Nynäshamns kommun, Oxelö Energi AB, Eskilstuna Energi och Miljö, Söderhamn Nära, Hässleholms Vatten, Östhammar kommun samt Enköpings kommun för ert engagemang, svar på mina frågor och rundvisningar vid studiebesök.

*Emma Nyholm*

Uppsala, 2023

Copyright© Emma Nyholm, WRS AB och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

UPTEC W 23011, ISSN 1401–5765.

Digitalt publicerad i DiVA, genom Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. (<http://www.diva-portal.org/>)

Uppsala, 2023.

## IV. ORDLISTA

Aktivslamprocess	Biologisk rening genom syresättning, där bakteriebiomassa bryter ner organiskt material och kan modifieras för nedbrytning av näringsämnen
Antibiotikum	Bakteriedödande läkemedelssubstans
Antimykotikum	Svampdödande läkemedelssubstans
Autotrof	Självnärande organism, som antingen är fotoautotrof (producerar sin näring genom fotosyntes) eller kemoautotrof (producerar sin näring genom oxidation av oorganiska ämnen).
Biofilm	Ett tunt lager av mikroalger, bakterier och organiskt material som kan finnas på vegetation, stenar och sedimentytor i våtmarken.
Biologisk rening	Rening med hjälp av mikroorganismer
BOD	Biologisk syreförbrukning, mäts i Sverige under 7 dygn (BOD <sub>7</sub> ). Det är ett mått på mängden organiskt material i vattnet
Dagvatten	Avrinnande regn- och dagvatten på ytor
Eutrofiering	Övergödning, överskott av näringsämnen
Fotolys	Kemisk reaktion orsakad av elektromagnetisk strålning
Flödesproportionell provtagning	Provtagning sker efter en viss flödesvolym
Tidsstyrd provtagning	Provtagning sker efter ett visst tidsintervall
Heterotrof	Organism som behöver konsumera organiska ämnen för att få energi
Hydraulisk kortslutning	En ojämn flödesfördelning, där vattenflödet inte når hela ytan och vissa vattenområden förblir stillastående
Kanalisering	Bildning av smalare passager för vattenflödet
Kemisk rening	Fosforrening med hjälp av fällningskemikalie som genom omrörning bildar flockar och ökar sedimenteringen
Mekanisk rening	Rening av större partiklar genom galler eller silar

Muddring	Borttagning av bottensediment, för resning av ansamlat material och föroreningar
Mängdbelastning	Belastning i kg per ytenhet, vilken påverkas både av flödesbelastning och haltbelastning
Omsättningstid	Hur lång tid det tar för vattnet att strömma igenom exempelvis en sjö eller våtmark
Personekvivalent (pe)	Den mängd föroreningar som motsvarar genomsnittligt utsläpp till avloppet per person och dag, och används vid dimensionering av avloppsanläggningar. En pe motsvarar 70 g BOD <sub>7</sub> /dygn.
SBR	Satsvis biologisk rening, vilket är en typ av aktivslamprocess
Spillvatten	Avloppsvatten. Förorenat vatten från exempelvis dusch och toalett.
Stickprov	Manuell provtagning, där ett prov tas per tillfälle



# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>1</b>
1.1	Syfte och frågeställningar	2
1.2	Hypoteser	2
<b>2</b>	<b>Bakgrund</b>	<b>2</b>
2.1	Kväve	4
2.1.1	Kväveavskiljning i våtmark	4
2.2	Fosfor	8
2.2.1	Fosforavskiljning i våtmark	9
2.3	Läkemedel	10
2.3.1	Avskiljning av läkemedelsrester i våtmark	11
2.4	Spillvattenvåtmarker	12
2.4.1	Dammar	13
2.4.2	Växelvisa system	14
2.4.3	Översilningsyta	14
2.5	Tidigare studier	14
<b>3</b>	<b>Material och metod</b>	<b>15</b>
3.1	Undersökta våtmarker	15
3.1.1	Alhagen våtmark	16
3.1.2	Brannäs våtmark	19
3.1.3	Ekeby våtmark	21
3.1.4	Granskär våtmark	21
3.1.5	Magle våtmark	24
3.1.6	Karö våtmark	25
3.1.7	Örsundsbro våtmark	28
3.1.8	Trosa våtmark	30
3.1.9	Area på undersökta spillvattenvåtmarker	31
3.2	Datainsamling	32
3.3	Databearbetning kväve och fosfor	33
3.3.1	Mängdberäkning	33
3.3.2	Månadsavskiljning	35
3.3.3	Årsavskiljning	35
3.3.4	Funktionsparametrar och regressionsanalyser	36
3.4	Datasammanställning läkemedelsrester	37
3.4.1	Urval av läkemedelssubstanser	37
3.4.2	Databearbetning	39

<b>4</b>	<b>Resultat .....</b>	<b>40</b>
4.1	Avskiljning av kväve och fosfor .....	40
4.1.1	Alhagen.....	41
4.1.2	Brannäs .....	43
4.1.3	Ekeby .....	44
4.1.4	Granskär .....	46
4.1.5	Karö .....	48
4.1.6	Magle.....	49
4.1.7	Örsundsbro .....	51
4.2	Jämförelse av studerade våtmarker .....	52
4.3	Avskiljning av läkemedelsrester .....	54
4.4	Sammanställning .....	56
<b>5</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>57</b>
5.1	Kväveavskiljning.....	57
5.2	Fosforavskiljning.....	60
5.3	Läkemedelsavskiljning.....	61
5.4	Osäkerhetsanalys.....	63
5.5	Jämförelse med andra studier.....	63
5.5.1	Inom Sverige .....	63
5.5.2	Globalt .....	65
5.6	Felkällor.....	66
5.7	Slutsats.....	68
<b>6</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>70</b>
<b>7</b>	<b>Appendix.....</b>	<b>77</b>
7.1	Datasammanställning läkemedel.....	77
7.2	Temperaturdata.....	81
7.3	Årsavskiljning .....	81
7.3.1	Alhagen.....	81
7.3.2	Brannäs .....	82
7.3.3	Ekeby .....	83
7.3.4	Granskär .....	83
7.3.5	Karö .....	84
7.3.6	Magle.....	85
7.3.7	Örsundsbro .....	85
7.4	Jämförelse ingående och utgående våtmark.....	86
7.4.1	Alhagen.....	86
7.4.2	Brannäs .....	88

7.4.3	Ekeby .....	89
7.4.4	Granskär .....	91
7.4.5	Karö .....	92
7.4.6	Magle.....	93
7.4.7	Örsundsbro .....	95
7.5	Regressionsanalys .....	96

# 1 Inledning

Förändrade biokemiska flöden av kväve och fosfor i ekosystemet utgör en del av nio processer som ingår i planetens hållbara gränser, som är identifierade som miljöförändringar som drivs på av människan. Kväve- och fosforflödet har idag överskridit vad planeten klarar av, och utgör en stor risk för att inte lyckas uppnå en hållbar utveckling och en miljö med god ekologisk status (Stockholm Resilience Centre, 2022). Övergödningen sker i alla typer av vattendrag, hav och sjöar, där situationen är mest påtaglig i södra Sverige med en tätare bebodd befolkning och mer jordbruksmark (Naturvårdsverket, u.å.-b).

En källa till utsläpp av näringsämnen är städernas utsläpp av spillvatten, varför en god avloppsrening är av stor vikt. Men det är inte bara näringsämnen som förorenar vattendragen via avloppet. Exempelvis har det på senare år uppmärksammats att läkemedelsrester i avloppsvattnet kan påverka vattenlevande organismer redan vid mycket låga halter, och genom spridning av antibiotikasubstanser ökar risken för antibiotikaresistens vilket utgör ett hot mot människors hälsa (Naturvårdsverket, u.å.-c)

Avloppsreningsverken i Sverige byggdes ut under 1970 och 80-talet med syfte att rena vatten från fosfor och organiskt material, och under 1990-talet infördes även krav på kvävereduktion för större kustnära tätorter (Naturvårdsverket, u.å.-a). De flesta reningsverk i Sverige saknar kväverening och är i låg grad anpassade för att rena organiska mikroföroreningar (EUR-Lex, 2017; Svenskt Vatten, 2021). Ett sätt att förbättra reningen är att kombinera traditionella reningsprocesser i reningsverk med system som våtmarker för spillvattenrening, så kallade spillvattenvåtmarker, vilka har använts i Sverige sedan 1990-talet (Andersson & Kallner, 2002).

Fördelar med spillvattenvåtmarker är att de är robusta samt har över lag låga drift- och underhållskostnader. De senaste åren har mycket forskning gjorts kring avancerad reningsteknik för rening av läkemedelsrester i avloppsreningsverk, så som ozonering och aktivt kolfilter, där resultat på en god avskiljningsförmåga ha uppnåtts för flera av teknikerna. Den avancerade teknik som krävs är dock ofta dyr och energikrävande (Li m.fl., 2014). Både mer avancerad teknik och långt gående traditionell teknik är därför särskilt svår att applicera på mindre verk där belastningsförutsättningarna är varierade och möjlighet till driftövervakning och underhåll är begränsande. Vid små verk finns dessutom ofta mark som kan nyttjas för en extra rening, vilket gör spillvattenvåtmarker till ett intressant alternativ för framför allt mindre tätorter.

Förutom de tekniska aspekterna med vattenrening har spillvattenvåtmarker andra fördelar, som smittskydd genom reducering av patogener, och en miljö som gynnar den biologiska mångfalden genom en varierande flora och trivsamma miljöer för vattenlevande organismer. Flera av de stora svenska våtmarkerna har också blivit populära rekreationsområden med många olika fågelarter som häckar eller vandrar förbi (Davidsson, 2003; Oxelö Energi, 2023).

## 1.1 Syfte och frågeställningar

Detta examensarbete har syftet att undersöka reningsfunktionen i spillvattenvåtmarker, för att höja kunskapen kring spillvattenvåtmarkers funktion och kapacitet för avskiljning av kväve, fosfor samt läkemedelsrester. Följande frågeställningar ska besvaras:

- Hur stor avskiljning av kväve, fosfor och läkemedelsrester går att förvänta sig i en spillvattenvåtmark?
- Vilka parametrar påverkar variation i avskiljningseffektivitet inom och mellan olika spillvattenvåtmarker?

Parametrar syftar exempelvis till belastning, temperatur och solinstrålning.

## 1.2 Hypoteser

Följande hypoteser ställdes upp

- Det mesta av den fosfor som lämnar reningsverket är bundet till fällningar (partikulärfosfor). Dessa partiklar fastläggs bra i våtmarkens inledande delar, speciellt i våtmarker med inledande torrlagda system som inte riskerar att bli syrefria på samma sätt som blötlagda system.
- Den fosfor som når utloppet är fosfat-fosfor som till största del tagits upp av växtlighet och sedan lakats ut när växterna dör. En naturlig balans finns mellan fosfatfosfor och växtligheten som ger en naturlig halt fosfor i vattnet. Det vill säga en nedre gräns för utgående fosforhalt.
- Kväveavskiljningen beror på temperatur eftersom den styrs av biologiska processer.
- Nitrifikation är effektivare i torrlagda system samtidigt som denitrifikation är effektivare i blötlagda system.

*Torrlagda system* definieras som våtmarker med periodvisa eller kontinuerliga torrläggningar, genom exempelvis översilningsytor eller att vattenytan höjs och sänks genom växelvisa system. Ett annat begrepp för samma definition av torrlagda system är torra våtmarker. Motsatsen är *blötlagda system*, som i en vattenfylld damm.

## 2 Bakgrund

Näringsämnen som kväve och fosfor är i sig inget miljöproblem då de är en förutsättning för allt liv. Däremot uppstår problem i form av övergödning då för stora mängder tillförs ekosystemet. En ökad tillförsel av näringsämnen till vattendrag ökar produktionen av växt- och djurplankton, vilket sekundärt ger föda till vattenlevande djur i den ytligare delen av vattnet. Den ökade produktion av organiskt material leder till att mer nedbrytning krävs då dött organiskt material sjunker till botten, och eftersom nedbrytning kräver syre uppstår syrebrist i de djupare delarna. Syrebristen leder dels till att bottenlevande djur som fiskar och musslor dör, samt att ammonium och fosfor som lagrats i sedimenten frigörs och bidrar till ännu mer

övergödning (SMHI, 2023). Den snabba ökningen av växtplankton som alger ger algblomning, där framför allt cyanobakterier med dess kvävefixering har ett övertag och snabbt kan föröka. Många arter av cyanobakterier producerar gift som är skadligt för ekosystemet, vilket är ytterligare en negativ effekt av övergödningen. 30–40 % av all kväve- och fosfortillförsel till havet kommer från naturliga källor. Men resterande del är orsakad av människan, där läckage från jordbruksmark, skogsmark och utsläpp från reningsverk och industrier är de största källorna (Havet.nu, 2023).

Läkemedel är, till skillnad från kväve och fosfor, en typ av mikroförorening. Dessutom skiljer sig läkemedel från andra typer av mikroföroreningar, så som plast, då de innehåller aktiva substanser med syftet att förbättra människors hälsa vilket gör att de blir svårare att förbjuda. Läkemedelssubstanserna är organiska kemikalier byggda för att påverka kroppens biologiska processer och vara tillräckligt stabila för att kunna nå fram till rätt organ innan de bryts ned. Detta leder till att när läkemedlen utsöndras från kroppen via urin och fekalier och når avloppssystem och senare naturen så finns stor risk att de också påverkar organismerna där och att de blir kvar i naturens biologiska processer under en lång tid (Naturvårdsverket, u.å.-c). Det finns ett behov av mer kunskap kring läkemedelsresters effekt på miljön, då problemet är relativt nyupptäckt. Men studier har visat att långtidseffekter har gett påverkan på vattenlevande organismer och riskerar att även påverka människans globala hälsa i form av exempelvis en antibiotikaresistens (Naturvårdsverket, u.å.-c).

Det finns idag krav på rening av kväve och fosfor i form av avloppsdirektivet (91/271/EEG) som 1991 antogs av Europeiska unionen (EU), men inga krav på läkemedelsrening finns i nuläget. Direktivet har syftet att skydda vattendrag från eutrofiering genom att ställa krav på rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, industrier och jordbruks- och livsmedelsindustrin. Direktivet innebär bland annat att tätbebyggelse med minst 2000 invånare måste rena sitt vatten genom någon form av sekundär rening, vilket ofta innebär biologisk rening. För tätbebyggelse med över 10 000 invånare belägen i känsliga områden för övergödning krävs en mer avancerad rening av kväve och fosfor. Med känsliga områden menas vatten som är eller har risk för att bli eutrofierade, som exempelvis Östersjön och recipienter som rinner till Östersjön, vilket gör att stora delar av Sverige omfattas av känsliga områden (EUR-Lex, 2017).

Direktivet från 1991 gäller fortfarande. Men detta kan komma att ändras, då EU-kommissionen presenterade ett förslag på ett nytt direktiv i oktober 2022. Det nya förslaget innebär högre krav på rening, och om det införs kommer det innebära en förändring i svensk lagstiftning och en stor påverkan på Sveriges avloppsreningsverk i decennier framöver (Svenskt Vatten, 2022). Förslaget innehåller flera punkter, bland annat krav på läkemedelsrening för reningsverk med fler än 100 000 pe och för reningsverk med mer än 10 000 anslutna pe om recipienten är känslig. Även högre krav på kväverening finns med, där reningsverk med minst 10 000 anslutna pe och kvävekänsliga recipienter ska rena vatten så att utgående kvävehalter inte överskrider 6 mg/l (Sörngård & Finnson, 2022). Nu pågår en politisk process där berörda parter, däribland Sveriges regering med klimat- och miljöministern, får framföra synpunkter innan ett beslut kommer tas

om det nya förslaget kommer att införas. Uppskattningsvis tar processen ett år, men kan ta längre tid än så (Svenskt Vatten, 2022).

Nedan beskrivs hur och vilka typer av kväve, fosfor och läkemedel som kan skapa miljöproblem. Utöver detta beskrivs vilka processer som påverkar avskiljningen i våtmarker och därmed hur våtmarker kan bidra till en minskad belastning på recipienter.

## 2.1 Kväve

Kväveföreningar som avges från avloppsreningsverk och som kan skapa övergödningssproblem är ammonium, nitrat och kväve bundet till organiskt material, det vill säga kväve som utgör en del av biomassan av en organism (Tonderski m.fl., 2002). De flesta spillvattenvåtmarker i Sverige som byggdes under 1990 talet utformades i första hand för att reducera kväve (Andersson & Kallner, 2002). När man upptäckte att dessa våtmarker också hade god reningseffekt för smittämnen, fosfor och mikroföroreningar har många spillvattenvåtmarker under senare år planerats och byggts med syfte att reducera även sådan ämnen. Detta gäller exempelvis Trosa och Vagnhärad våtmark i Trosa, Karö våtmark i Örsundsbro samt en våtmark i Smedjebacken som kommer tas i bruk under 2023<sup>1</sup>.

Eftersom kvävereduktion enligt avloppsdirektivet (91/271/EEG) inte är ett krav för mindre reningsverk är det kväve som lämnar reningsverken och når våtmarken är i många fall i form av ammoniumkväve ( $\text{NH}_4^+$ ). I reningsverk med utbyggd kvävereduktion är ofta kvävet omvandlat till nitratkväve ( $\text{NO}_3^-$ ) när det når våtmarken. Halterna av totalkväve som släpps ut från verk med kväverening är av naturliga skäl lägre än de halter som släpps ut från verk utan kväverening.

I vattenlösning kan ammoniumkväve övergå till ammoniak vid höga pH, och som är ofta är mer toxiskt än ammoniumjonen och där toxiciteten ökar med ökande pH. Ammoniak har både indirekta toxiska effekter i form av påverkan på ekosystemet genom en förändrad miljö av exempelvis pH, och direkta effekter i form av effekter på särskilt fisk med också andra vattenlevande organismer. De direkta effekterna kan både vara akut toxiska genom ökad andning, hjärtfrekvens och död, och mer subtilt toxiska som genom långtidsexponering av låga halter som kan ge upphov till en förändring av populationsdynamiken genom tillväxtminskning och en förändrad reproduktion (Lindgren m.fl., 2002). Algblomning har de senaste åren visat sig vara kvävereglerat, där tillförsel av kväve ger en ökad primärproduktion (Havet.nu, 2023). För att minimera övergödning och algblomning är ett minskat utsläpp av både nitrat och ammonium därför av betydelse.

### 2.1.1 Kväveavskiljning i våtmark

Processerna för kväveomvandling som sker i en våtmark är mineralisering, nitrifikation, denitrifikation, kvävefixering och kväveassimilering (Kadlec & Knight, 1996). De viktigaste

---

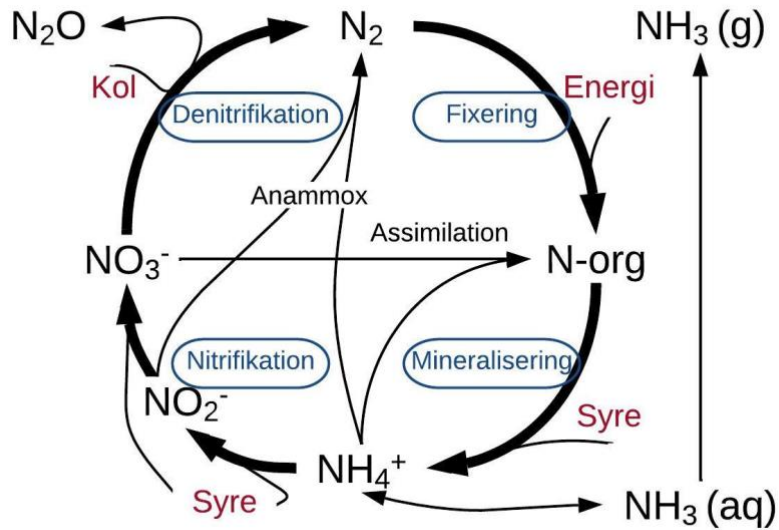
<sup>1</sup> Peter Ridderstolpe, tekn. lic. Ekologi WRS AB, muntligt 2023-06-02

processerna för en långsiktig kväveavskiljning är den mikrobiella omsättningen av ammoniumkväve och nitratkväve till kvävgas via nitrifikation och denitrifikation (Andersson & Kallner, 2002). Därtill är anammox ytterligare process som kan vara betydande i våtmarker, en process som upptäcktes under tidigt 1990-tal och vars effekt i våtmarker fokuserats på i litteratur först sedan några år tillbaka (Chandel m.fl., 2022).

Utöver kvävecykelns betydelse för kväveavskiljningen har andra processer som sedimentation och upptag av växter även en inverkan, men denna är av marginell betydelse ur ett långsiktigt perspektiv då kvävesedimentationen ofta är låg och kväve återges till vattenmassan då växter förmultnar, genom mineralisation. Men våtmarker med växtlighet kan ändå ha en positiv effekt på kväveavskiljningen där tidigare studier visat att våtmarker med växtlighet avskiljer mer kväve än våtmarker utan växtlighet (Bastviken, 2006). Genom ytor för biofilm har växter en positiv påverkan på både nitrifikation och denitrifikation. Då fotosyntesen är aktiv under dagen produceras syre som når biofilmens bakterier, som i vattenfyllda dammar annars kan ha svårt att förse sig med syre. Sedan under natten när fotosyntesen minskar samtidigt som respirationen pågår minskar syrehalten och biofilmens bakterier får syrebrist. Detta fenomen gör att nitrifikationen gynnas under dagen och denitrifikation under natten. Studier har däremot visat att det oftast inte hinner bli tillräckligt låga syrehalter under natten för att denitrifikation ska ske, i dessa fall gynnas dock denitrifikation i ytskiktet av sedimentet till följd av högre nitrathalter i vattenmiljön (Tonderski m.fl., 2002). Växtlighet kan även skapa mikromiljöer med låga syrenivåer genom en ökad heterotrof aktivitet i sedimenten, vilket gör att denitrifikation kan ske även i vatten med höga syrenivåer. Växtlighet som ger hög denitrifikationskapacitet i det organiska sedimentet är jättegröe (*Glyceria maxima*) och bredkaveldun (*Typha latifolia*) (Bastviken, 2006).

Hur mycket kväve som avskiljs och vilka kväveomvandlingar som sker beror på flera faktorer. Vattenkemin, som pH och temperatur, och våtmarkens egenskaper med klimat, växtlighet, vattendjup och vattenflöde är exempel på faktorer som påverkar (Bastviken, 2006). Nedan beskrivs processerna för kväveomvandling, och börjar med en översikt (Figur 1). Fokus läggs på nitrifikation, denitrifikation och anammox med anledning av den betydande rollen processerna har för kväveavskiljningen.





Figur 1. Kvävecykeln. Figur gjord av Linus Halvarsson, WRS AB.

När organiskt material bryts ned omvandlas organiskt bundet kväve till ammonium, där nedbrytningsbakterierna tar upp en del av ammoniumet som frigörs men en stor del tas inte upp och hamnar i stället som restprodukt i vattenmassan. Processen kallas *mineralisering* och sker också via exkretion, antingen direkt genom exkretion av ammonium eller indirekt genom hydrolys av urea och urinsyra (Kadlec & Knight, 1996; Tonderski m.fl., 2002).

### Nitrifikation

Ammonium kan omvandlas till nitrat via *nitrifikation*, som är en kemoautotrof process där bakterier utviner energi genom att oxidera ammonium till nitrat i två steg, först till nitrit och sedan vidare till nitrat (Vymazal, 2007).

Nitrifikation kan utföras av bakterier från flera släkten, men främst sker omvandlingen från ammonium till nitrit av Nitrosomonas och från nitrit till nitrat av Nitrobakter. Nitrit omvandlas generellt snabbare till nitrat jämfört med hur snabbt ammonium omvandlas till nitrit vilket betyder att nitrit oftast förekommer i väldigt låga halter (Kadlec & Knight, 1996; Tonderski m.fl., 2002). I det första steget produceras vätejoner vilket gör att nitrifikationen sänker pH något i vattnet (Cooper & Findlater, 1990).

Båda stegen i nitrifikationen kan endast ske om syre är tillgängligt, eftersom nitrifikationsbakterierna använder syre som elektrondonator i oxidationen av kvävet (Kadlec & Knight 1996). Energin som frigörs vid oxidationen utnyttjas av nitrifikationsbakterierna för att assimilera koldioxid (Cooper & Findlater, 1990), som de använder som kolkälla. Det finns även heterotrofa nitrifierare som kan omvandla ammonium till nitrat både från oorganiska och organiska kolkällor (Vymazal, 2007). Men vid lägre syrehalter finns det stor risk att närvaro av organiskt kol hämmar nitrifikationen. Detta eftersom heterotrofa bakterier, som inte är

nitrifierare, konkurrerar ut de autotrofa nitrifierarna eftersom heterotrofer klarar sig med en lägre syrehalt för samma reaktionshastighet (Haglund & Norrman, 1984). Nitrifikation är en långsam process där mikroorganismerna har en fördubblingstid som kan ta dagar och uppemot flera veckor vid sämre förhållanden (Martens-Habbena & Stahl, 2011).

Förutsättningar för att nitrifikation ska kunna ske är tillgång till ammonium, en aerob miljö och gynnsamma förhållanden för nitrifikationsbakteriers tillväxt. Detta gör att nitrifikationen i våtmarker sker i sedimentens ytskikt, i den fria vattenmassan samt i biofilm (Tonderski et al 2002, Kandlec & Knight 1996). Parametrar som påverkar bakterietillväxten och nitrifikationshastigheten är temperatur, pH, alkalinitet och tillgång till icke organiskt kol. Nitrifikation har en optimal temperatur mellan 25–40°C men med en lägsta möjlig temperatur på 4°C, pH mellan 6,6 och 8,0 samt kräver en hög alkalinitet för att hålla pH på en stabil nivå eftersom nitrifikationsprocessen producerar vätejoner (Vymazal 2007). Giftiga ämnen kan påverka nitrifikationen negativt genom att metabolismen hos nitrifierarna eller oxidationsreaktionerna hämmas. Ämnen som hämmar nitrifikationen är exempelvis tiourea, fenol, cyanat och tungmetaller så som koppar, silver, kvicksilver, nickel, krom och zink (Haglund & Norrman 1984).

### Denitrifikation

Efter en effektiv nitrifikationsprocess förekommer nitrat som den största kväveformen, och kan genom *denitrifikation* omvandlas till kvävgas. Denitrifikation är en anaerob process där nitrat reduceras till kvävgas som diffunderar uppåt i vattenmassan till atmosfären. Därmed är denitrifikation att betraktas som den kväveprocess som faktiskt avskiljer kväve från vattenmassan. Genom att kvävet omvandlas till gasform så försvinner det från de biologiska kretsloppen för en lång tid framöver, och förhindras att transporteras till haven (Tonderski et al 2002). Reaktionen sker endast vid syrefria förhållanden då nitrat används som elektronacceptor i stället för syre (Vymazal 2007). Om miljö är aerob använder samma bakterier i stället syre som elektronacceptor, då denna process är mer energieffektiv (Tonderski et al. 2002). Den vanligaste formen av denitrifikation i våtmarker är heterotrof denitrifikation som oxiderar organiskt material till koldioxid, men även autotrof denitrifikation förekommer där oorganiska ämnen oxideras (Tonderski et al. 2002). Denitrifikation kan utföras av flertalet olika bakteriesläkten, men de vanligaste är Bacillus, Enterobakter, Mikrococcus, Pseudomonas och Spirillum (Kandlec & Knight 1996).

Förutsättningar för denitrifikation är syrefria miljöer, denitrifierare och tillgång till organiskt material (kolkälla) och nitrat. Även temperatur och pH påverkar (Vymazal 2007). Denitrifikation gynnas av en temperatur på mellan 0 och 30°C, där en högre temperatur ger en effektivare denitrifikation, samt pH mellan 6 och 9. Vid ogynnsamma förhållanden för denitrifierarna, som låg temperatur eller lågt pH, riskerar denitrifikation att inte gå hela vägen och växthusgasen lustgas bildas (Tonderski et al. 2002).

Kvävgas kan återföras till vattenfasen genom kvävefixering, där specialiserade organismgrupper så som vissa släkten av autotrofa och heterotrofa bakterier och fototrofa bakterier så som cyanobakterier, omvandlar och assimilerar kvävgasen till organiskt bundet kväve. Kvävefixering sker endast då varken nitrat eller ammonium är tillgängligt (Tonderski m.fl., 2002). Kväveassimilering kallas den process som omvandlar oorganiskt kväve till organiskt bundet kväve, och vilket sker vid växtupptag (Kadlec & Knight, 1996).

### Anammox

Begreppet anammox kommer från anaerobisk ammoniumoxidation, vilket är vad processen innebär. Genom anammox omvandlas ammonium och nitrit direkt till kvävgas under syrefria förhållanden, och kan på så sätt ses som en typ av genväg i kvävecykeln. Det är en kemoautotrof process vilket innebär att ingen kolkälla behövs utan i stället får bakterierna sin energi genom oxidering av ammonium med nitrit som elektronacceptor (Negi m.fl., 2022).

Anammox gynnas av låga syrehalter och höga ammoniumhalter. Anammox-bakterier som hittats i avloppsvatten tillhör släktena Brocadia, Kuenenia, Jettenia, Anammocoglobus samt Annamoximicrobium och vilka som dominerar beror bland annat på kvävebelastningen och temperatur. Vissa släkten trivs vid låg belastning och andra i hög, detsamma gällande temperatur där Brocadiabakterier hittats vid temperaturer mellan 6 och 15°C och Kueniabakterier vid temperatur mellan 25 och 45°C (Chandel m.fl., 2022).

Anammox-baserad teknologi som ett eget biologiskt reningssteg för kväverening, i jämförelse med den vanligare kombinationen av nitrifikation-denitrifikation, har de senaste åren internationellt sett fått uppmärksamhet som ett kostnadseffektivt och miljövänligt sätt att avloppsvatten från kväve i studier bland annat från Japan och Indien (Ali & Okabe, 2015; Saxena m.fl., 2017). Studier har även visat att anammox förmodligen utför en betydande del av kväveavskiljningen i våtmarker, där framförallt djupa dammar gynnar processen (Negi m.fl., 2022). Omkring 10 % av den totala kväveavskiljningen i naturliga (djupa) sjöar har visat sig bero på anammoxprocessen (Hou m.fl., 2013; Schubert m.fl., 2006).

Eftersom anammox är en anaerobisk process har den goda möjligheter för en reducering av kväve då processen inte är beroende av syre på samma sätt som nitrifikation. Men gällande effekten av anammox i våtmarker är forskningen fortfarande i ett tidigt stadiet och mycket kunskap saknas för att nå en god förståelse (Negi m.fl., 2022). Svårigheter med anammox är att den kräver precisa förhållanden, för att optimera både syre och kol till de låga nivåer som krävs (Zhuang m.fl., 2019). Detta krävs bland annat för att undvika att nitrit omvandlas till nitrat, vilket är en svårighet då denna omvandling går snabbt. Den första delen av nitrifikationen är en del av anammox eftersom nitrit behövs för att processen ska kunna ske (Erler m.fl., 2008).

## 2.2 Fosfor

Cyanobakterierna behöver mycket fosfor, vilket gör fosforutsläpp till en orsak av algblomning (Havet.nu, 2023). Organismer tar upp näringsämnen i form av fosfat (PO<sub>4</sub>) och därför är det denna form av fosfor som kan orsaka övergödning och algblomning (SMHI, 2023).

Fosfors kretslopp skiljer sig från kvävet kretslopp då fosfor inte förekommer i gasform. I avloppsvatten förekommer fosfor i två former, löst fosfor och partikelbunden fosfor (Metcalf and Eddy 2014). Fosfat, som är den vattenlösliga formen av fosfor, kan fällas ut till partikelbunden fosfor genom att fastna på aluminium eller järn i sura jordar (Kadlec & Knight 2014). I reningsverk avskiljs fosfor genom att en fällningskemikalie, vanligtvis järn- eller aluminiumbaserad, tillsätts till avloppsvattnet för att uppnå denna utfällning vilket gör att fosfor lättare sedimenterar (Forslund, 2018).

### **2.2.1 Fosforavskiljning i våtmark**

Både partikelbunden och löst fosfor kan förekomma som reaktiva och icke-reaktiva (Metcalf & Eddy, 2014). De reaktiva fosforföreningarna bildar lätt komplex med både oorganiska och organiska ämnen i våtmarken. Dessa bildningar av komplex, tillsammans med sedimentation och upptag av växter och bakterier, står för fastläggning av fosfor i våtmarken och leder i sin tur till en avskiljning av fosfor i vattnet. Dock sker även en frigivning av fosfor till löst fosfat, då komplexen löses upp eller fosfor lossnar från mineralens ytor. Fastläggningen och frigivningen av fosfor kan ske samtidigt i olika delar av en våtmark. Hur stor fastläggning respektive frigivning som sker beror på komplexa samband, men kända faktorer som påverkar är interaktionen mellan de komplexbildande ämnena och pH (Tonderski et al 2002).

Fosfor har alltså inte samma typ av kretslopp som kväve, där kvävet omvandlas genom mikrobiella processer och har slutlig avskiljning genom omvandling till gasform. I stället avskiljs fosfor genom sedimentation, bindning till organisk massa (upptag till alger och växtlighet) eller till komplex samtidigt som en naturlig frigivning av fosfor pågår genom nedbrytning av organiskt material, och upplösning från komplex och sedimentet. En aspekt att ta hänsyn till är också att nyanlagda våtmarker kräver en period av anpassning innan den klarar av att ta hand om den nya mängden fosfor, eftersom våtmarker anpassar sitt kretslopp av fosfor då ny fosfortillförsel sker. (Kadlec & Knight, 1996).

Eftersom sedimentation av fosfor är en viktig faktor gällande fosforavskiljning i spillvattenvåtmarker, är det intressant att veta hur mycket rester av fällningskemikalier från reningsverket som finns kvar i vattnet som når våtmarken. Detta då en hög halt av fällningskemikalier gör att fosfor kan fortsätta fällas ut i våtmarken, och mikroflockar som inte hunnit sedimentera i reningsverket får tid att sedimentera i våtmarken. Men vid låga syrenivåer och högt pH löser sig fosfor från komplexbindningarna och går från partikelbunden fosfor till löst fosfor (Kadlec & Knight, 1996). I svenska reningsverk är järnsulfat den vanligaste fällningskemikalien på grund av dess låga kostnad (Forslund, 2018). Men med järnbaserade fällningskemikalier riskerar fosfor från komplexbindningarna att frigöras snabbare än aluminiumbaserade, då järnbaserade har ett lägre optimalt pH (omkring pH 5-5,5 jämfört med aluminium som har optimalt pH 7) (Svenskt Avlopp, u.å.).

## 2.3 Läkemedel

Användningen av läkemedel ökar och läkemedelsförsäljningen har i Sverige ökat med i genomsnitt 7,0% per år mellan 2000 och 2021 (LIF, 2022). De fem vanligaste läkemedelsgrupperna av receptutskrivna läkemedel 2021 var läkemedel mot högt blodtryck, smärtstillande, antibiotika, allergimedicin samt antidepressiva och av dessa har alla läkemedelsgrupper ökat över tid med undantag för antibiotika som har haft en flerårig trend av minskad användning (Socialstyrelsen, 2022). Globalt sett sker en ännu större ökning av läkemedelsanvändning, som delvis beror på ett ökat behov av läkemedel för behandling av åldersrelaterade och kroniska sjukdomar till följd av en äldre befolkning och dels på grund av förändringar inom klinisk prövning (OECD, 2015). Eftersom läkemedelsanvändningen ökar kommer även utsläppen av läkemedel i miljön öka, såvida inte åtgärder vidtas. Åtgärder som kan göras är dels i form av minskade utsläpp genom en förbättrad rening av avloppsvattnet, men även förbyggande åtgärder genom att exempelvis minska onödigt användning av läkemedel (Graae m.fl., 2017).

Hur mycket läkemedel finns det i våra vattendrag? I en studie gjord av Sveriges Lantbruksuniversitet om förekomst av organiska miljöföreningar i Sveriges tre största sjöar med tillrinnande vattendrag undersöktes över 70 olika läkemedelssubstanser. Studien visade att ämnen som Desvenlafaxin (antidepressivt läkemedel), Karbamazepin (läkemedel mot epilepsi), Metoprolol (betablockerare och läkemedel mot bland annat högt blodtryck), Lamotrigin (läkemedel mot epilepsi och biopolär sjukdom) och Bicalutamid (läkemedel för behandling av prostatacancer) förekom i alla tagna vattenprover i undersökta sjöar. Studien visade också att bland särskilt förorenade ämnen hittades Östradiol<sup>2</sup> (hormonämne) som ofta överskred sjöarnas gränsvärde, Diklofenak översteg gränsvärdet i enstaka fall och Ciprofloxacin detekterades men i halter som låg under miljö kvalitetsnormen (FASS, u.å.; Malnes m.fl., 2020).

Generellt så är koncentrationen av läkemedel i dricksvatten så pass låg att en direkt hälsorisk mot människan är mycket osannolik (World Health Organization, 2012). Däremot finns det indirekta hot som antibiotikaresistens hos bakterier, vilket kan leda till att sjukdomar blir svårare att bekämpa. En ökning av resistenta bakterier och även direkta effekter på större vattenlevande organismer som fisk och musslor, tillsammans med en ackumulation av läkemedel i miljön till följd av dess förmåga att inte brytas ned, skulle kunna riskera att påverka hela ekosystemet och därmed också människan (Naturvårdsverket, u.å.-c).

Vattenlevande organismer påverkas i större utsträckning än människan, då läkemedel som är gjorda för människan kan bli direkt toxiska för djur (Naturvårdsverket, u.å.-c). Östrogen och Etinylöstradiol har visat sig leda till hormonstörningar som könsförändringar och hämning av

---

<sup>2</sup> I denna rapport används benämningarna *Östradiol* och *Etinylöstradiol*. Andra benämningar för samma substanser är 17-beta-östradiol eller Estradiol samt 17-alfa-östradiol eller Etinylestradiol.

fortplantning hos vattenlevande organsimer (Wahlberg m.fl., 2010). Etinylöstradiol är ett svårnedbrytbart östrogen ämne, där effekten av ämnet hos fisk har visat sig vara över 10 gånger starkare än naturligt östrogen (Thorpe m.fl., 2003). Diklofenak är en sen länge känd miljöfarlig substans, som på 1990-talet var orsaken till att flera arter av gamfåglar i Indien och Pakistan gick från att vara vanliga rovfåglar till att vara utrotningshotade på grund av att de ätit av döda boskap behandlade med Diklofenak (Oaks m.fl., 2004). Senare studier har visat att substansen vid så låga halter som 1 µg/l ger negativa effekter på gälar och njurar hos fiskar (Svenskt Vatten, 2020). Samma halt av både Diklofenak, Karbamzepin och Metropolol har visat sig kunna orsaka cellförändringar hos regnbåge (Wahlberg m.fl., 2010). En annan läkemedelssubstans som har bekräftats påverka fisk är Oxazepam, aktiv substans i ångestdämpande och lugnande mediciner. Ungefär samma halter som uppmättes i Fyrisån i Uppsala visade sig kraftigt påverka abborrar i akvarier som av de lugnande effekterna blev mindre skygga och därmed potentiellt mer utsatta för predatorer (Brodin m.fl., 2013; Larsson & Lööf, 2015). En studie av Brodin m.fl. (2014) visar att upp emot 50% av läkemedel i bytesdjur ackumuleras i rovdjur, och att djurlivet därför kan exponeras för mer läkemedel än vad man tidigare trott.

### **2.3.1 Avskiljning av läkemedelsrester i våtmark**

Det är många processer som bidrar till en avskiljning av läkemedelsrester i en våtmark, där vissa är mer undersökta än andra och mer forskning krävs för en djupare förståelse. Men processer som har visat sig ha en effekt på avskiljningen är fotonedbrytning genom solstrålning, sorption, mikrobiell nedbrytning och fyto remediering det vill säga nedbrytning genom växtupptag. Vilka processer som står för den huvudsakliga nedbrytningen beror på läkemedelssubstans, men generellt har mikrobiell nedbrytning visat sig ha stor effekt på många substanser. Studier har visat att detta gäller exempelvis för koffein, Sulfametoxazol, Sulfametazin, Ofloxacin, Erythromycin, Naproxen och Ibuprofen (Zhang m.fl., 2023). Men effekten av processerna varierar för olika läkemedel, då läkemedel som Naproxen och Diklofenak har visat sig känsliga för solljus då fotonedbrytning haft stor effekt på nedbrytningen, särskilt för Diklofenak som nästan uteslutande bröts ned av solljus. Sorption påverkar i hög grad Oxytetracycline och, i kombination med mikrobiell nedbrytning, Ofloxacin och Erytromysin. Fyto remediering har visat sig ha stor effekt på Karbamezepin och tillsammans med mikrobiell nedbrytning även på Ibuprofen (Zhang m.fl., 2023). Studier har även visat på en korrelation mellan antibiotikakoncentrationer i vattnet och ackumuleringen av antibiotika i växter. Alla läkemedel verkar dock inte ha en god upptagning av växtlighet, där diklofenak visat sig ha begränsad förmåga (Li m.fl., 2014).

Eftersom läkemedelssubstanser oftast innehåller aromatiska kolväten och andra funktionella grupper som absorberar direkt solljus så kan solljuset bryta ner läkemedel, antingen direkt genom fotolys eller indirekt genom fotonedbrytning, det vill säga en förändring av den kemiska sammansättningen på grund av ljus (Verlicchi & Zambello, 2014). Nedbrytning genom solljus anses vara en viktig avskiljningsprocess av läkemedel i akvatiska miljöer, men samtidigt är det troligtvis inte den huvudsakliga avskiljningsprocessen i våtmarker på grund av skuggning av

växtlighet. Därför förväntas dammar med fria vattenytor avskilja mer läkemedel genom fotonedbrytning jämfört med dammar med växtlighet (Zhang m.fl., 2023).

Vid sorption av substrat sätter sig föroreningarna på ytan eller tas upp av substrat som kan bestå av både växt och jordmaterial. Processen sorption är en komplex process, och huruvida en substans fastnar på ett substrat avgörs av olika kemiska interaktioner där pH har visat sig ha en påverkan (Li m.fl., 2014). pH över 7,5 har visat sig ge en försämrad adsorption av antibiotikum som sulfonamider (Kurwadkar m.fl., 2007). En studie i en spillvattenvåtmark i USA visade på en sorption på mellan 60-90% för ciprofloxacin, ofloxacin samt norfloxacin (Conkle m.fl., 2010). Andra studier har visat att adsorptionskapaciteten minskar då flera olika typer av läkemedel finns i vattnet, på grund av en konkurrens av möjliga sorptionsytor av olika typer av substanser. Av denna anledning finns teorier om att sorption ger en låg avskiljningseffekt i spillvattenvåtmarker, då avloppsvatten innehåller en mängd olika läkemedelssubstanser (Li m.fl., 2014).

Genom mikrobiell nedbrytning bryts läkemedel ner av mikroorganismer. Denna nedbrytning kan ske av olika typer av mikroorganismer, exempelvis heterotrofa och autotrofa mikroorganismer och svampar, och kan ske både i aeroba och anaeroba förhållanden (Zhang m.fl., 2023). En snabbare mikrobiell nedbrytning kan dock förväntas i aeroba förhållanden, men möjligheten för anaerobisk nedbrytning bidrar till en sammantaget effektiv nedbrytning då den kan ske i olika typer av våtmarksmiljöer (Gruchlik m.fl., 2018). Framsteg i teknik de senaste åren har möjliggjort mer studier kring identifikation av funktionella mikroorganismer för läkemedelsnedbrytning, där en tydlig korrelation mellan avskiljning av ibuprofen och ammonium har hittats vilket tyder på att nitrifikationsbakterier är den huvudsakliga nedbrytande mikroorganismen av ibuprofen (Zhang m.fl., 2023). Hur stor mikrobiell nedbrytning av ett läkemedel som kan ske beror dels på miljöfaktorer som syresättning, pH och temperatur, där en varmare temperatur ger bättre nedbrytning, dels på läkemedlets uppbyggnad med kemisk struktur och funktionella grupper där exempelvis kortare kemiska kedjor ger en bättre nedbrytning (Zhang m.fl., 2023).

Genom upptag av växter kan läkemedelssubstanser brytas ned, som en del av växtens metabolism (Li m.fl., 2014). En studie av Hijosa-Valseo m.fl. (2010) visade att växter under sommarmånaderna gynnade nedbrytningen av bland annat naproxen, ibuprofen, diklofenak och koffein. Samtidigt som våtmarker utan växtlighet visade sig i en studie av Hijosa-Valseo m.fl. (2011) avskilja mer av antibiotikasubstanserna klaritromycin och trimetoprim än våtmarker med växtlighet, vilket skulle kunna förklaras av en högre solinstrålning och mer alger som i sig bidrar till avskiljning (Verlicchi & Zambello, 2014).

## 2.4 Spillvattenvåtmarker

En våtmark är en miljö där vatten finns tillgängligt strax ovanför, under eller på markytan under stora delar av året. Definitionen varierar också i olika sammanhang, där ibland sjöar och kustnära områden ingår. Den dominerande våtmarkstypen i Sverige är myrvar med exempelvis

mossar och kärr (Naturvårdsverket, u.å.-e). En spillvattenvåtmark är en konstruerad våtmark, som är byggd med syftet att rena avloppsvatten genom biokemiska processer och använts idag i över 50 länder. Jämfört med mer konventionella reningstekniker har spillvattenvåtmarker låg konstruktions- och driftkostnader då de kräver jämförelsevis lite energi och underhåll. Dessutom har de andra funktioner som vattenlagring, ökning av biologisk mångfald, och rekreationsområden för allmänheten (Wu m.fl., 2023).

Förutom de biokemiska processerna i våtmarker har även hydraulik en viktig funktion, som innebär hur vattnet rör sig, och inkluderar bland annat flödesrörelserna genom våtmarken och uppehållstid (Wu m.fl., 2023). Optimerad hydraulik i en spillvattenvåtmark innebär en effektiv uppehållstid, där verkligheten efterliknar det teoretiska i så lång utsträckning som möjligt. Detta uppnås genom en god spridning av vattnet, där hela våtmarksytan utnyttjas. Flera mindre dammar ger därför ofta en mer effektiv hydraulik jämfört med en stor damm. (Kadlec & Knight, 1996). Även växtlighet kan skapa en spridning av vattnet, men det finns samtidigt risk att tät växtlighet ökar kanaliseringen, det vill säga att stora delar av vattnet flödar genom en smal passage (Andersson & Kallner, 2002). Utöver uppehållstid har även vattendjup, hydraulisk belastning (ytbelastning) och mängdbelastning avgörande för att uppnå en god rening (Wu m.fl., 2023). Ytbelastningen bör ligga mellan 7 till 50 mm/dygn (Kadlec & Knight, 1996).

I Sverige har spillvattenvåtmarker använts sedan 1990-talet. Här används spillvattenvåtmarker antingen som ett reningssteg i reningsverket eller som ett poleringssteg för extra reningssteg. (Andersson & Kallner, 2002). Om en våtmark benämns som ett *reningssteg* betyder det att våtmarken är en del av reningsverket, på samma sätt som övriga reningssteg inne i reningsverket, med det huvudsakliga syftet att rena vattnet. Våtmarken ingår i reningsverkets tillstånd, och utgående halter från reningsverket mäts vid utloppspunkten efter våtmarken. Om en våtmark är ett *poleringssteg* är det ett extra reningssteg för efterbehandling, och ingår inte i reningsverkets tillstånd. Här kan det ofta finnas olika syften, som vattenrening, förflyttning av utloppet och att skapa ett område för rekreation.

I de spillvattenvåtmarker som undersökts i denna rapport finns våtmarkssystemen dammar och översilningsytor. Spillvattenvåtmarker kan även delas in tekniska och naturnära våtmarker, där samma våtmark kan ha en teknisk del och en naturnära del. Den tekniska delen definieras genom en manuell processtyrning genom exempelvis luckor som öppnas och stängs för att styra flödet och vattennivån, medan den naturnära definieras genom en mer naturlig våtmark av dammar eller kärr där vattnet rinner genom självfall med låg eller ingen skötsel. Nedan beskrivs syftet och processerna i dammar och översilningsytor.

#### **2.4.1 Dammar**

Vattenrening i dammar är en av de äldsta och vanligaste teknikerna för rening av avloppsvatten. Designen av dammarna varierar, med olika djup och växtlighet, och har möjlighet att gynna olika reningsprocesser. Stora alternativt djupa dammar främjar en hög uppehållstid, och gynnar sedimentationen av små partiklar och denitrifikation då anaeroba förhållanden bildas, men samtidigt missgynnas nitrifikationen. Grundare dammar med vegetation kan gynna både



nitrifikation och denitrifikation, där ytlagret blir syresatt genom diffusion från luften och fotosyntes från alger i det översta vattenlagret, medan de djupare delarna hålls anaeroba. Tillgången på syre i ytlagren varierar ofta över året och dygnet, där varmare perioder med mer solljus gynnar kväveavskiljningen. En utmaning gällande dammar är ofta att uppnå denna kombination av aeroba och anaeroba förhållanden, där problem som för djupa dammar eller höga inkommande halter av BOD kan uppstå. Mikroorganismerna som bryter ned BOD kräver syre vilket bildar en konkurrens om syret med nitrifierarna (Kadlec & Knight, 1996).

#### **2.4.2 Växelvisa system**

En metod för att syresätta vattnet och få en bra spridning är genom *växelvisa system*, där våtmarkens dammar växelvis töms och fylls genom exempelvis reglering av luckor (Byström m.fl., 2017). Spridningen tillsammans med tät vegetation på botten bildar stora ytor för en effektiv filtrering, och ger en lång uppehållstid vilket gynnar sedimentationen samtidigt som växtligheten i sig ökar sedimentationen genom stabilisering då uppvirvling av partiklar från sedimentet minskar (Tonderski m.fl., 2002). Sedan gör de växelvisa torra och blötlagda förhållandena goda förutsättningar för nitrifikation, då ammoniumjoner oftare fäster sig på negativt laddade ytor genom jonbyte i stället för att röra sig fritt i vattenmassan. Under fyllningsfasen fäster sig ammoniumjonerna på bottenmaterialet och under tömningsfasen, när nitrifikationsbakterierna får tillgång på syre, oxideras ammoniumet till nitrat (Vymazal, 2007).

#### **2.4.3 Översilningsyta**

En översilningsyta består av en lätt sluttande gräsbevuxen yta, där partikelbundna föroreningar renas från vattnet genom filtration och sedimentation i gräset samtidigt som växtligheten och mikroorganismer ger en biologisk rening (Stockholms stad, 2023). Partikelbundna föroreningar sedimenterar och lösta föroreningar avskiljs genom sorption till växt- och jordsubstrat, som senare kan tas upp av växtligheten eller omvandlas genom mikrobiell nedbrytning. En optimal lutning är mellan 1-6% med en hydraulisk ytbelastning av 10-100 mm/dygn (Kadlec & Knight, 1996).

### **2.5 Tidigare studier**

I en tidigare studie (Flyckt, 2010) undersöktes reningsfunktionen i svenska spillvattenvåtmarker, genom att bland annat undersöka reningsresultat av kväve och fosfor från 1990-talet till 2009 för sju anlagda våtmarker. Våtmarkerna Flyckt (2010) undersökte var Alhagen (1999–2009), Brannäs (1994–2009), Ekeby (1999–2009), Magle (1996–2009), Trosa (2003–2009), Vagnhärad (2003–2009) samt Örsundsbro våtmark (2001–2009). Resultatet av studien gav, som ett medelvärde för samtliga studerade våtmarker under alla år, en kväveavskiljning på 1230 kg/(ha·år) motsvarande 30 % med en kvävebelastning på 4100 kg/(ha·år). Kvävehalterna sjönk i medeltal från 0,37 mg/l till 0,11 mg/l. Medelvärdet av fosforbelastningen gav 46 kg/(ha·år) motsvarande 66 %, där fosforhalterna i medeltal sjönk från 0,37 mg/l till 0,11 mg/l.

Samma studie undersökte reningsresultat av våtmarkerna var för sig, och resultatet av detta presenteras i Tabell 1. I tabellen visas endast de våtmarker som även har studerats i denna rapport. Flyckt (2010) delade upp resultaten för Ekeby våtmark före och efter helårsdrift, Alhagen samt Brannäs före och efter installation av SBR i samt Örsundsbro före och efter förändring av våtmarksyta. Resultaten som är aktuella för jämförelse av resultaten av denna rapport är därför de senare åren i uppdelningarna, då det är dessa förhållanden som gäller idag.

Tabell 1. Reningsresultat från Flyckt (2010)

	<b>Alhagen</b>	<b>Brannäs</b>	<b>Ekeby</b>	<b>Magle</b>	<b>Örsundsbro</b>	
<b>Datinsamling från år</b>	2003–2009	2007–2009	2002–2009	1996–2009	2005–2009	
<b>Yta (ha)</b>	28	23	28	20	0,8	
<b>Ytbelastning (mm/d)</b>	19	19	161	62	96	
<b>Belastning (kg/ha·år)</b>	Tot-N	1506	1083	9880	4566	6787
	Tot-P	20	30	145	38	143
<b>Avskiljning (kg/ha·år)</b>	Tot-N	916	417	1576	1066	2402
	Tot-P	15	21	71	10	110

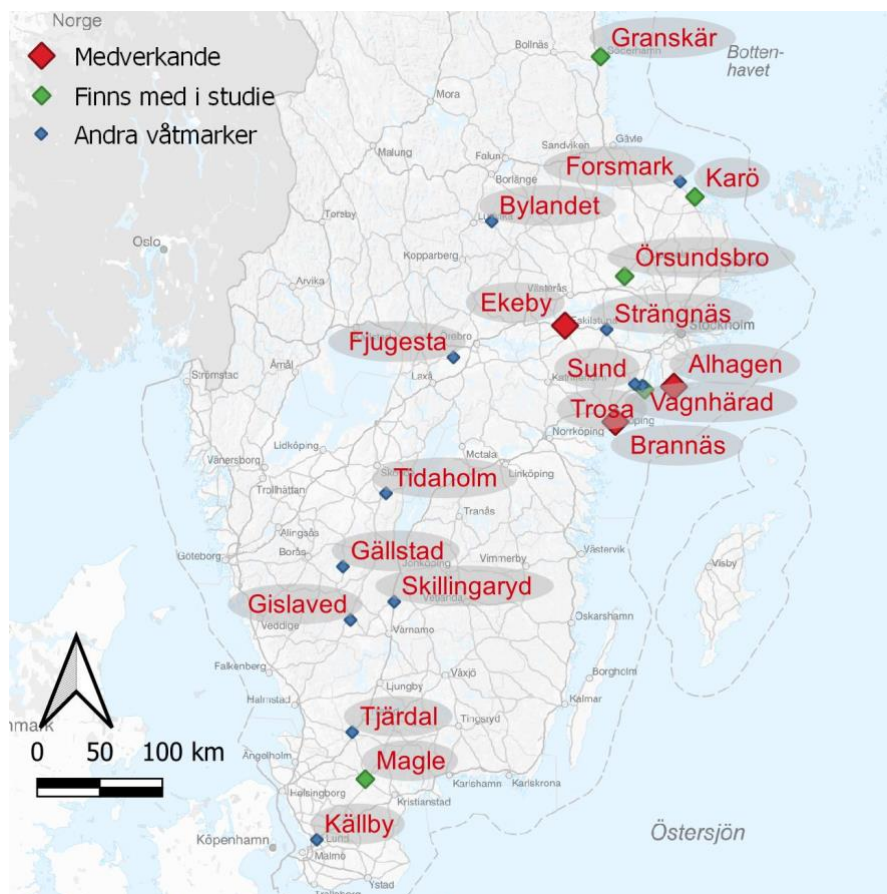
### 3 Material och metod

För att undersöka hur stor avskiljning av kväve, fosfor och läkemedelsrester som man kan förvänta sig i en våtmark beräknades avskiljningen av nämnda ämnen för åtta svenska spillvattenvåtmarker baserat på befintliga data från egenkontroller (kväve och fosfor) och tidigare studier (läkemedel). En jämförelse av resultaten och med funktionsparametrar görs tillsammans med en undersökning av korrelation mellan olika parametrar, för att hitta vilka parametrar som påverkar skillnader i avskiljningseffektivitet.

#### 3.1 Undersökta våtmarker

Följande spillvattenvåtmarker undersöktes: Alhagen våtmark i Nynäshamn, Brannäs våtmark i Oxelösund, Ekeby våtmark i Eskilstuna, Granskär våtmark i Söderhamn, Magle våtmark i Hässleholm, Karö våtmark i Östhammar, Örsundsbro våtmark i Enköping och Trosa våtmark i Trosa. Urvalet av våtmarker baserades på studerade våtmarker i ett tidigare examensarbete (Flyckt, 2010), för att få en möjlighet för jämförelse av reningsresultat av kväve och fosfor som Flyckt undersökt. Granskär och Karö våtmark lades till för att få en bredare studie med mer data att basera resultatet på. Av dessa våtmarker erhöles data på kväve och fosfor från 7

våtmarker (Alhagen, Brannäs, Ekeby, Granskär, Magle, Karö samt Örsundsbro) och läkemedel från 5 våtmarker (Alhagen, Brannäs, Ekeby, Magle samt Trosa). En karta visar vart våtmarkerna är belägna (Figur 2).



Figur 2. Karta över svenska spillvattenvåtmarker. Grön- och rödmarkerade våtmarker studeras i denna rapport.

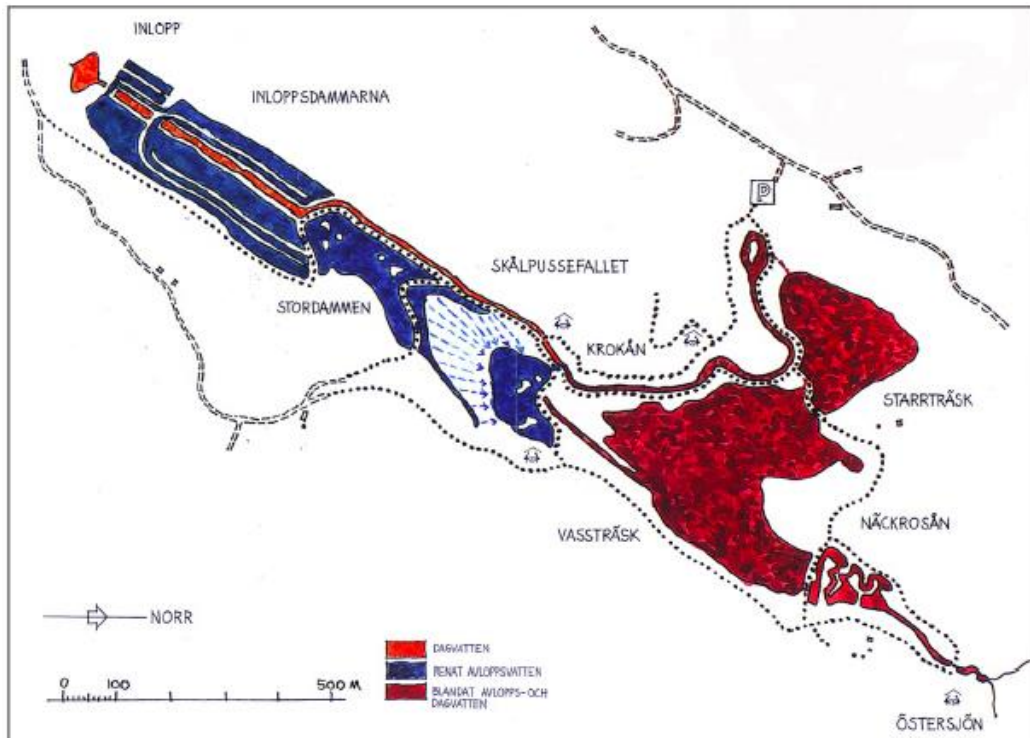
Rödmarkerade medverkar även i Svenskt Vattens utvecklingsprojekt ”Våtmarker – ett kompletterande reningssteg till kommunala ARV”. Figur gjord av Linus Halvarsson, WRS AB. Bakgrundskarta: ©Lantmäteriet.

Nedan beskrivs de våtmarker som undersökts i denna studie, med bland annat platsbeskrivning, driftteknik, syfte och belastning.

### 3.1.1 Alhagen våtmark

Alhagen våtmark i Nynäshamns kommun togs i drift 1998 och byggdes som ett biologiskt reningssteg för Nynäshamns avloppsreningsverk. 2022 var 12 426 pe anslutna till Nynäshamns avloppsreningsverk, och våtmarken har en kapacitet för 30 000 pe. Idag renar avloppsreningsverket vattnet genom mekanisk, kemisk och biologisk rening då en SBR-anläggning senare byggdes och stod klar 2002, men fram till dess svarade våtmarken för reningsanläggningens all biologisk rening (Flyckt, 2010). SBR anläggningen som byggdes då bestod av 4 bassänger, och i mars 2023 togs ytterligare 4 SBR bassänger i drift för att öka kapaciteten, då avloppsvattnet tidigare fått släppas förbi den biologiska reningen vid hög belastning. SBR anläggningen byggdes för att reducera biologiskt material (BOD), med syfte att undvika konkurrens mellan nedbrytningsbakterier i våtmarker och på så sätt uppnå en högre

rening. I SBR anläggningen renas vatten från biologiskt material och ammonium. I den kemiska reningen används en aluminumbaserad fällningskemikalie. Även om inte våtmarken idag står för den biologiska reningen på samma sätt som den gjorde när den anlades, är den fortfarande ett reningssteg i verket<sup>3</sup>. En skiss över hur våtmarken är uppbyggd visas i Figur 3.



Figur 3. Skiss över Alhagen våtmark. Hur det såg ut innan tågspår byggdes 2020, idag är inloppsdammen för dagvatten uppdelad i 2 mindre dammar. Figur hämtad från Flyckt (2010) och används med tillstånd av WRS AB.

Våtmarken är uppdelad i 2 delar, en teknisk del med reglering av vattenflöde och en naturnära våtmark som sköter sig själv. Från reningsverket leds vattnet ungefär 1 km till våtmarkens inlopp. Från inloppet skickas vattnet växelvis till 2 parallella inloppssystem, östra och västra dammsystemet. Detta fungerar genom en ledning från inloppsdammen till vardera systemet som regleras med manuellt styrda luckor som öppnas och stängs växelvis på måndag, tisdag, torsdag och fredag varje vecka. På så vis uppnås ett system med varierande påfyllning och tömning som gynnar syresättningen och därmed nitrifikationen. Samtidigt justeras luckor till uppsamlingsdammen, vidare till Stordammen och Skålpussen. Luckan till Skålpussen är den sista luckan som styrs i systemet. Vattnet sprids över en flack gräsbevuxen yta (Figur 4), som ger syresättning och filtrering genom gräset, innan det sedan rinner ner i en damm och leds in i krokån<sup>4</sup>.

<sup>3</sup> Amparo Franquiz, Kvalitetsansvarig VA-avdelningen Nynäshamns kommun, muntligt 2023-05-04

<sup>4</sup> Per Karlsson, driftchef Nynäshamns reningsverk, muntligt 2023-05-04



Figur 4. Översilningsytan ner till Skålpusedammen i Alhagen våtmark. Den flacka gräsytan ger spridning och syresättning till vattnet.

Till Alhagen våtmark leds även dagvatten från ett avrinningsområde på ungefär 200 ha (Flyckt, 2010). Dagvattnet samlas upp i en separat inloppsdam och leds sedan till Krokån där det blandas med spillvattnet. Tidigare hade dagvattnet en stor damm vid inloppet (Figur 3), men 2020 byggdes ett tågspår genom denna del av våtmarken och dagvattnet har därför 2 mindre inloppsdammar idag, en söder om tågspåret som leder vattnet till nästa norr om tågspåret. Den norra inloppsdammen för dagvatten fungerar även som en oljefälla, där möjlighet finns att ta bort olja om oljeläckage skulle skett som ger stora oljemängder till dagvattnet. Detta infördes i samband med ett oljeläckage 2019 i Nynäshamn. En stor del av oljan lyckades tas bort och påverkade inte reningsresultaten i våtmarken<sup>5</sup>.

Från Krokån börjar den naturnära våtmarken. Ån rinner till Starrträsk där vattnet flödar igenom vidare till Vasträsk. Vasträsk är ett stort område där inte hela ytan är blötlagd. Den är också svåråtkomlig vilket gör det svårt att uppskatta den aktiva ytan. 2 dammar i anslutning till Starrträsk mottar vatten från slamavvattningen i reningsverket, som fungerar som sedimentationsdammar innan detta vatten förs in till Starrträsk tillsammans med det blandade vattnet från Krokån. Från Vasträsk rinner vattnet ut, via provtagningshuset, till Näckrosån som mynnar ut i recipienten Östersjön<sup>6</sup>.

Vid behov skördas växtlighet i dammarna för att förhindra hydraulisk kortslutning. Nästan dagligen rensas alla dammar från vassrester, som samlas upp kring utloppen från dammarna, för att ge ett fritt flöde. Muddring sker även för att få bort sediment som lagrats på botten. Vid behov av muddring i Stordammen finns därför luckor till dagvattensystemet, som senare rinner

---

<sup>5</sup> Amparo Franquiz, Kvalitetsansvarig VA-avdelningen Nynäshamns kommun, muntligt 2023-05-04

<sup>6</sup> Per Karlsson, driftchef Nynäshamns reningsverk, muntligt 2023-05-04

in i krokån, där vatten kan släppas igenom för att sänka vattennivån i stordammen om bättre tillgänglighet för skötsel så som muddring behövs<sup>7</sup>

### 3.1.2 Brannäs våtmark

Brannäs våtmark är beläget i Oxelösunds kommun, på Brannäshalvön vid kusten mot Östersjön. Våtmarken anlades 1993 som ett biologisk reningssteg för kväverening, då Oxelösunds avloppsreningsverk vid denna tidpunkt saknade ett biologiskt steg och under flera år stod våtmarken för den huvudsakliga kvävereningen med en reduktion av omkring 20 ton kväve per år (Oxelösunds kommun m.fl., 2002). Brannäs våtmark var den första spillvattenvåtmark som implementerades i fullskaleanläggning i Sverige (Oxelö Energi, 2023). Strängare miljökrav gjorde att det gamla verket ersattes av ett nytt 2004, i form av en SBR-anläggning (Byström m.fl., 2017). Idag fungerar våtmarken som ett reningssteg i Oxelösunds avloppsvattenrening, efter en mekanisk rening och den efterföljande SBR-processen som inkluderar både en biologisk rening genom en aktivslamprocess samt en så kallad simultanfällning där en fällningskemikalie doseras direkt till SBR-anläggningen som består av två bassänger (Oxelö Energi, 2022). Den fällningskemikalie som används är järnklorid.<sup>8</sup>

Oxelösunds avloppsreningsverk, med Brannäs våtmark, tar emot avloppsvatten från Oxelösund stad med sina ca 12 000 invånare. Vatten från hushåll tillsammans med industri och övriga verksamheter ger ett avloppsvattenflöde på 4224 m<sup>3</sup> per dygn. Av detta vatten utgör ungefär 8% avloppsvatten från stålindustrin SSAB som ligger intill Brannäs våtmark (Oxelö Energi, 2015).

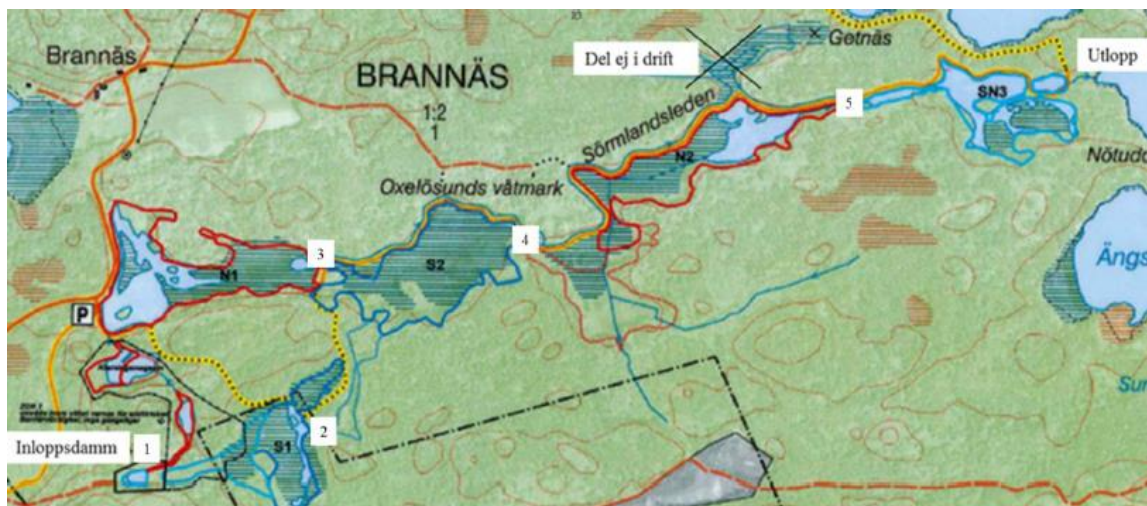
Våtmarken är belägen i ett flackt område av skog och gammal åkermark. Från avloppsreningsverket pumpas avloppsvattnet via en 1800 m lång ledning till en fördelningsbassäng i våtmarkens inlopp, där en stor del av sedimenteringen sker (Flyckt, 2010; Oxelö Energi, 2023). Därifrån rinner vattnet in i två parallella system av totalt 5 dammar sammanbundna av kanaler, södra (S) och norra (N) systemet. Systemen består av 2 dammar vardera, och sedan leds vatten till en sista gemensam damm. Vattnet rinner således från S1 till S2 alternativt N1 till N2, från vilket det sedan rinner till SN3 innan vattnet förs ut till recipienten Östersjön via utloppet i Ängsviken (Oxelö Energi, 2022), se Figur 5. Det södra och norra systemet är överdämningskärr, som växelvis öppnas och töms för att uppnå en effektiv spridning av vattnet över ytorna, samt att gynna reningsprocesserna. Det södra och norra systemet är lika stora och har en uppehållstid på ca 2–3 dygn vardera. Se figur 1. Öppning och stängning sker i normalfall 3 gånger i veckan. Omsättningstiden i hela våtmarkssystemet är ca 1 vecka (Byström m.fl., 2017). 2021 byttes 3 dammluckor ut för att göra dammarna mer täta.<sup>9</sup>

---

<sup>7</sup> Per Karlsson, driftchef Nynäshamns reningsverk, muntligt 2023-05-04

<sup>8</sup> Anders Tollén, driftansvarig Oxelösunds reningsverk, mailkontakt 2023-04-19

<sup>9</sup> Anders Tollén, driftansvarig Oxelösunds reningsverk, mailkontakt 2023-04-19



Figur 5. Ritning av Brannäs våtmark, med det södra systemet (S1 och S2) och norra systemet (N1 och N2). Luckorna som slussar vattnet mellan bassängerna är markerat som punkt 1-5. Figur hämtad och används med tillstånd av (Byström m.fl., 2017).

2010 gjordes ett omfattande röjningsarbete vid stränder, vattenbryn, bäckar och dammar vid utloppet. Detta gjordes till följd av att våtmarken lämnats utan skötsel några år efter installationen av SBR-anläggningen. Vid samma tillfälle genomfördes större rensnings- och schaktarbeten i N1, S1 och S2 (Byström m.fl., 2017).

Då provtagning sker genom stickprov vid utgående reningsverk och utgående våtmark används utgående flöde från reningsverket som ingående flöde till våtmarken och mäts med hjälp av en pump upp till SBR-bassängerna (Oxelö Energi, 2022). En flödesstyrd dygnsprovtagning vid utgående reningsverk är under byggnation och kommer där installeras framöver. Vid utloppet från våtmarken mäts flödet via ett Thomson överfall som loggas och skickas till processdator en gång per dygn.<sup>10</sup>

Våtmarksområdet är indelat i hygienzoner beroende på risk för smittspridning, där inlopps-bassängen är instängslad och otillgänglig för allmänheten, det norra och södra systemet har en begränsad tillgänglighet med vegetation längs dammkanten vilket fungerar som en fysisk barriär mellan vattnet och djur och människor. Det sista dammen, SN3, har inget skydd och är tillgänglig för allmänheten (Byström m.fl., 2017). De tillgängliga områdena kring våtmarken är ett uppskattade rekreativområden med fina promenadvägar och en stor biologisk mångfald. Det finns gott om växter i och omkring dammarna i våtmarken, både som planterats och som etablerat sig naturligt från kringliggande områden. Växtligheten består främst av bladvass och kaveldun men också andra typer av växter så som gula svärdsiljor och röda näckrosor, och har syftet bidra till vattenrening samt vara föda åt fåglar (Oxelö Energi, 2023).

<sup>10</sup> Anders Tollén, driftansvarig Oxelösunds reningsverk, mailkontakt 2023-04-21

### **3.1.3 Ekeby våtmark**

Ekeby våtmark är det sista reningssteget i Ekeby avloppsreningsverk, efter den mekaniska, kemiska och biologiska reningen i verket. Järnsulfat används som fällningskemikalie (Eskilstuna Energi & Miljö, u.å.b). Utöver spillvatten från hushåll och industrier tar Ekeby reningsverk även emot rökkondensat från kraftvärmeverket i Eskilstuna, vilket tillsammans motsvarade en anslutning av 99 693 pe 2021. Medelflödet för inkommande vatten är 47 800 m<sup>3</sup>/dygn (Eskilstuna Energi & Miljö, 2022b). Ett flertal studier har gjorts på rening av läkemedel i Ekeby våtmark, och 2021 påbörjades en utredning av läkemedelsrening i Ekeby reningsverk (Eskilstuna Energi & Miljö, 2022b).

Våtmarken togs i drift 1999 och anlades på gammal jordbruksmark bestående av fin lera som gör att risken för läckage av avloppsvatten genom marken är låg. Våtmarken byggdes med det primära syftet att avskilja kväve, men även för att minska fosfor och suspenderade ämnen innan vattnet når recipienten Eskilstunaån. Redan när våtmarken anlades reducerades en stor del av ammoniumkväve till nitratkväve i reningsverket, och våtmarkens är därför konstruerad för att sköta denitrifikationen. Upphållstiden är ungefär 6 dygn (Flyckt, 2010).

Från reningsverket leds vattnet till en inloppskanal som fördelar vattnet i fem parallella dammar, som är inhängande för att minska risken för smittspridning. Från dessa fem dammar samlas vattnet sedan upp i en uppsamlingskanal, innan de fördelas i de sista tre parallella dammarna. Vattnet rinner från reningsverket genom hela våtmarken med självfall, där vattenflödet mellan dammarna regleras genom ett skibord (öppning i damm för utsläpp av vatten) med en fjärrstyrd nivåreglering. En pumpstation vid utloppskanalen möjliggör en avvattning av diket och kan användas för att vid behov sänka vattennivån i våtmarken. Medeldjupet i dammarna är 1 m, men djupet varierar där djupzoner grävts i alla dammar för att få en god spridning av vattnet (Flyckt, 2010).

Reningsresultat från de första driftåren visade att kväveavskiljningen med denitrifikationen som huvudsaklig process förbättrades då mer vegetation etablerades. Detta kan förklaras av att denitrifikationsbakterierna kräver tillgång på kol och bristen på kolkälla ofta blir den begränsande faktorn (Andersson & Kallner, 2002). Våtmarken etablerades med kolvass, bladvass, jättegröe samt olika flytbladsväxter samt undervattensvegetation. Växtligheten växte dock inte så kraftigt som planerat och efter några år drog den sig tillbaka (Flyckt, 2010), vilket gör att det idag endast är mindre delar av vattenytan som täckt av vegetation. I våtmarken finns det en mångfald av djur och organismer som insekter och fåglar. Över 150 olika fågelarter har observerats här, varav flera arter normalt inte vistas i området. Våtmarksområdet är anlagd med en våtmarkspark för som ger möjlighet till både promenadstråk och utställningar (Eskilstuna Energi & Miljö, 2016).

### **3.1.4 Granskär våtmark**

Granskär våtmark är ett poleringssteg efter Granskär avloppsreningsverk, och anlades 2004 (Söderhamn Nära, u.å.d). Granskär reningsverk består av mekanisk rening, biologisk rening via en aktivslam-process samt en kemisk rening där granulerat aluminiumsulfat (ALG) används



som fällningskemikalie.<sup>11</sup> Inga krav på kväverening finns för reningsverket (Söderhamn Nära, 2022). Innan våtmarken byggdes gick utsläppet från reningsverket till Söderhamnsån, som rinner genom centrala Söderhamn. Det fanns här en oro för att det låga flödet i Söderhamnsån i kombination med utsläppet från reningsverket skulle ge övergödningssproblem<sup>12</sup>, och våtmarken byggdes därför som en förlängd utloppsledning för att flytta utloppet från Söderhamnsån (WRS & Söderhamn Nära, 2022).

Våtmarken är belägen på flackt skogsområde som tidigare använts som snölager<sup>13</sup>. Våtmarken hade 2022 ett inkommande medelflöde av 5070 m<sup>3</sup>/dygn och mottar avloppsvatten från 14 350 pe (Söderhamn Nära, 2022). Från reningsverket pumpas vattnet via en 500 m ledning under en väg upp till inloppet av våtmarken (Söderhamn Nära, u.å.d). Därifrån leds vattnet in i 2 parallella system via en fördelningsbrunn. Vartdera systemet består av 4 dammar, och är i drift samtidigt, se figur 1 (WRS & Söderhamn Nära, 2022). Den första dammen är djupare än övriga, och har syftet att fungera som sedimentfälla (Persson & Rickström, 2017). Medelvattendjupet i den första dammen i varje system är 1,9–2 m, och i övriga dammar 0,75–0,9 m. Dammarna är belägen på en flack terräng, stor del bevuxen av bladvass och annan hög vegetation. För att undvika förskogning röjs området regelbundet. (Söderhamn Nära, u.å.e). En ritning över Granskär våtmark visas i Figur 6, och en bild taget vid inloppsdamarna i Figur 7.



Figur 6 Ritning över Granskär våtmark (WRS & Söderhamn Nära, 2022). Figur används med tillstånd av Söderhamn Nära.

<sup>11</sup> Johan Eriksson, drifttekniker Granskär avloppsreningsanläggning, muntligt 2023-04-21

<sup>12</sup> Johan Eriksson, drifttekniker Granskär avloppsreningsanläggning, muntligt 2023-04-21

<sup>13</sup> Johan Eriksson, drifttekniker Granskär avloppsreningsanläggning, muntligt 2023-04-21



Figur 7. Inloppsdammarna till Granskär våtmark. Bild tagen från plats 10 i figur 5, med fördelningsbrunnen i förgrunden.

Efter dammarna rinner vattnet via en översilningsyta till ett utloppsdike som leder vattnet vidare, under en väg, till en provtagningsstation i form av ett brett betongrör där vattnet trycks upp från tunneln under vägen. En mindre volym vatten pumpas härifrån tillbaka till reningsverket för en flödesstyrd provtagning, detta vatten används sedan som tvättvatten vid den mekaniska reningen (Persson & Rickström, 2017; WRS & Söderhamn Nära, 2022). Från provtagningsstationen rinner vattnet vidare till utsläppspunkten vid utloppet av Lötån, 750 m nedströms reningsverket, vilket är en del av en Söderhamnsfjärden i skärgården mot Östersjön (Söderhamn Nära, u.å.d). När det är högt vattenstånd i havet händer det att vattnet trycks bakåt, och ett inflöde bildas från havet in till våtmarken. Flödesmätaren kan mäta vattenflöde åt båda håll där riktningen på flödet registreras, och vid tillfällen med ett uppströms flöde mäts utgående halter i stället som stickprov högre upp i våtmarken och backflöde ersätts med utgående flöde från verket.<sup>14</sup>

Området kring våtmarken har anlagda gångvägar och en utkiksplats med fågeltorn, då våtmarken har ett rikt fågelliv (WRS & Söderhamn Nära, 2022). Gångvägarna runt våtmarken är dock ofta översvämmade och svårframkomliga, vilket både beror på det nära intilliggande havet och Lötån som bidrar till att trycka upp vatten underifrån.<sup>15</sup>

Teoretiska uppehållstiden är beräknad till 11 dygn, utifrån dimensioneringen av dammarna (Söderhamn Nära, u.å.e). Den verkliga uppehållstiden är dock lägre än så. 2017 gjordes ett spårämnesförsök genom den nedre dammlinjen i figur 1, för att undersöka den verkliga

---

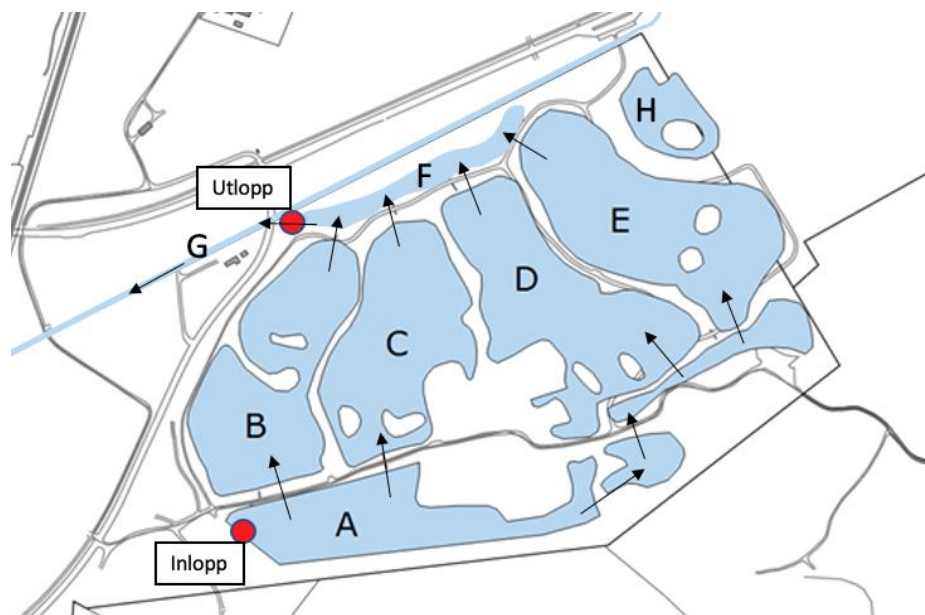
<sup>14</sup> Johan Eriksson, drifttekniker Granskär avloppsreningsanläggning, muntligt 2023-04-21

<sup>15</sup> Johan Eriksson, drifttekniker Granskär avloppsreningsanläggning, muntligt 2023-04-21

uppehållstiden då dammarna var igenväxta och riskerade att förkorta uppehållstiden och därmed också påverka sedimentationen. Uppmätt medeltransporttid för spårämnet blev 3,5 dygn. En liknande studie från 2016 där övre dammlinjen undersökts visade samma resultat på uppehållstid. För att öka uppehållstiden gavs två förslag på möjliga åtgärder. Antingen en rensning av bottenväxlighet och sediment, då detta vid tidpunkten inte gjorts sedan våtmarken anlades, alternativt en fysisk restaurering för att se till att dammarna nyttjas bättre och ge mer omblandning. Förslag på restaurering gavs genom förändring av dammarnas form och en byggnation av träsponter för att ge en bättre hydraulisk effektivitet och på så sätt få en större distribution av vattnet över hela dammsystemet. Störst effekt skulle ges av åtgärder på damm 4, där endast en liten del av volymen utnyttjas (Persson & Rickström, 2017). Efter 2017 har ett mindre uttag av sediment i damm 1 och 4 i linje B (nedre dammlinje i figur 1) gjorts.<sup>16</sup>

### 3.1.5 Magle våtmark

Magle våtmark anlades 1995 och fungerar som ett poleringssteg efter Hässleholms reningsverk, med syftet att reducera mängden kväve och fosfor ytterligare innan vattnet når recipienten (Flyckt, 2010). När våtmarken byggdes var det huvudsakliga syftet att reducera fosfor, för att minska belastningen till den då kraftigt övergödda Finjasjön. En översikt av våtmarken visas i Figur 8.



Figur 8. Skiss över Magle våtmark. A = Fördelningspunkt, B-E = parallella dammsier, F = uppsamlingskanal, G = Maglekärrbäcken, H = dagvattendamm, ej är kopplad till våtmarkssystemet. Pilar visar flödesriktning genom våtmarken. Hämtad och använt med tillstånd av Hässleholm Miljö AB (2020), där ursprungsfiguren är redigerad.

2020 hade Hässleholms avloppsanläggning 20 039 anslutna pe och ett inkommande medelflöde på 12 600 m<sup>3</sup>/dygn. I reningsverket finns mekanisk, biologisk rening via en aktivslamprocess

<sup>16</sup> Johan Eriksson, drifttekniker Granskär avloppsreningsanläggning, mailkontakt 2023-04-24

och kemisk rening där fosfor fälls ut med järnklorid. Sedan pumpas vattnet via en 1,5 km lång ledning till inloppet i Magle våtmark som går till en fördelningsdamm. Därifrån rinner vattnet vidare till fyra parallella dammar via plana skiktbord som regleras manuellt. Dammarna är konstruerade för att reducera kväve och fosfor via denitrifikation och assimilation (Hässleholm Miljö AB, 2020). Varje damm är indelad i tre sektioner med antingen bankar eller öar som separerar varje sektion. Medeldjupet i dammarna är 0,5 m, och i varje sektionens inledande del är djupet större för att skapa syrebrist och på så sätt gynna denitrifikation varefter dammen blir grundare för att skapa syresättning till vattnet och därmed en fastläggning av fosfor i sedimenten (Andersson & Kallner, 2002). Djupare partier, upp emot 2,5 m, finns även längs med vallarna i dammarna då dessa byggdes genom att jordmassor grävdes upp från intilliggande mark (Flyckt, 2010).

Från dammarna samlas vattnet upp i en uppsamlingskanal, där en parshallränna med kontinuerlig flödesmätning finns, innan det rinner ut i Maglekärrens bäcken som transporterar vidare vattnet till Finjasjön. Växtligheten består av bland annat vass, kaveldun, grönslick och undervattensvegetation (Hässleholm Miljö AB, 2020). Växtligheten skördas tidig höst varje år, med hjälp av en vassklippare som kan ta bort både vassväxter och undervattensvegetation. Syftet med att skörda växterna är att få bort assimilerat kväve och fosfor ur systemet, innan det frigörs när växterna bryts ned. Vass vid strandlinjen sparas för att gynna den biologiska mångfalden<sup>17</sup>. Enligt Flyckt (2010) är det osäkert om skörden har en positiv påverkan på reningen, eller om växterna som vass och kaveldun istället borde vara kvar för att gynna denitrifikation genom att fungera som kolkälla.

Provtagning sker genom flödesproportionella dygnsprover ut från våtmark och ut från reningsverk. 2011 filtrerades alla parametrar vid utgående prov felaktigt, och därför är utgående halter lägre än verkligheten för detta år.<sup>18</sup>

### **3.1.6 Karö våtmark**

Planerna på att bygga Karö våtmark som ett poleringssteg till Östhammars avloppsreningsverk påbörjades redan i början av 1990-talet, med syfte att minska utsläppen av kväve och fosfor till havet men även för att förbättra reduktionen av smittoämnen och andra skadliga ämnen. Det kom att dröja innan våtmarken byggdes då den färdigställdes 2015 (Ridderstolpe, 2021).

Östhammar reningsverk är beläget på Krutudden, en udde mot Östhammarfjärden i närheten av Östhammar tätort (Ridderstolpe & Andersson, 2014). Idag består reningsverket av mekanisk, biologisk rening med en biofilmreaktor och kemisk rening där polyaluminiumklorid används som fällningskemikalie. 2021 var belastningen på reningsverket 3098 pe med ett medelinflöde på 1738 m<sup>3</sup>/dygn (Gästrike Vatten, 2021). Karö våtmark ligger beläget i området Karön som utgör en del av Söderön, på andra sidan den omkring 1 km breda havsviken från Krutudden där

---

<sup>17</sup> Christian Jaensson, processingenjör Hässleholm miljö AB, muntligt 2023-05-05

<sup>18</sup> Christian Jaensson, processingenjör Hässleholm miljö AB, muntligt 2023-05-05

reningsverket ligger. Området är låglänt, 1 meter över havet, och består av ett större naturligt våtmarksområde bevuxet med tät vass. Berg i dagen är vanligt förekommande men i de mer låglänta delarna består marken av glacial och postglacial lera, även gytta och torv förekommer (Ridderstolpe & Andersson, 2014).

Från reningsverket leds vattnet från pumpstation via en ca 1600 m lång tryckledning över havet och vidare till inloppet av våtmarken (Ridderstolpe & Andersson, 2014). Våtmarken består av en teknisk del med 6 grunda dammar som växelvis töms och fylls, för att få en spridning av vattnet och ämnen och partiklar filtreras över marken som är täckt av vegetation. Syftet är också att gynna syrekrävande processer som nitrifikation (Ridderstolpe & Andersson, 2014). Tryckledningen från reningsverket går till ett fördelningshus beläget intill våtmarken, varifrån vattnet leds till våtmarken och där beskicksningsventiler till respektive damm finns. Via ventilerna skickas vatten till en damm i taget, som fylls under ungefär 24 timmar, och sedan står fylld med vatten ungefär 10 timmar innan vattnet töms tillbaka till fördelningshuset. När en damm är fylld, påbörjas fyllningen av nästa damm, vilket ger en simultandrift där tömning och fyllning i de olika dammarna pågår parallellt dygnet runt. Syftet med denna drift är att gynna nitrifikationen eftersom ammoniumpartiklar under fyllningsfasen fastnar på jord- och växtmaterial i dammen och bildar ett tunt skikt av ammoniumpartiklar på botten, som sedan nitrifieras då spridningen av partiklarna och tillgången på syre när dammen töms gör att nitrifieringsbakterierna får goda förutsättningar<sup>19</sup> (enligt teoriavsnitt 2.4.2). Därtill renas även andra partiklar genom en spridning och filtrering över den vegetationstäckta marken (Ridderstolpe & Andersson, 2014).

I förstudien planerades en efterföljande naturnära våtmark, där vattnet efter att ha tömts tillbaka till fördelningshuset skulle skickas vidare till en naturlig våtmark när vattnet genom självfall skulle rinna genom ett stort kärrområde med en variation av öppna vattenytor och områden med tät vass. Här skulle i huvudsak denitrifikationsprocessen gynnas (Ridderstolpe & Andersson, 2014). Långa uppehållstider skulle förbättra reningen, och området skulle även ge möjligheter för stor biologisk mångfald och naturnära rekreativmiljöer (Ridderstolpe, 2021). Den naturnära våtmarken har ännu inte tagits i drift, så idag består våtmarken endast av den tekniska delen. Efter dammtömning i den tekniska våtmarken förs därför vattnet från fördelningshuset till en gemensam uppsamlingsdamm, som även mottar dagvatten från avrinningsområdet, innan vattnet leds ut i recipienten Östhammarfjärden<sup>20</sup>. Avrinningsområdet kan genom Lantmäteriets markhöjdmodell uppskattas till 80 ha<sup>21</sup>. Se skiss över den verksamma tekniska våtmarken samt den planerade naturnära våtmarken i Figur 9.

---

<sup>19</sup> Peter Ridderstolpe, tekn. lic. Ekologi WRS AB, muntligt 2023-04-27

<sup>20</sup> Peter Ridderstolpe, tekn. lic. Ekologi WRS AB, muntligt 2023-04-27

<sup>21</sup> Linus Halvarsson, Civ.ing. Miljö- och Vattenteknik WRS AB, muntligt 2023-06-07



Figur 9. Skiss över Karö våtmark. Den naturnära våtmarken är ännu inte i drift och våtmarken består endast av den tekniska delen med 6 dammar (mörkgrön). Inlopp genom tryckledning (orange linje) och utlopp via uppsamlingsdamm till utloppsdike (blå linje). Figur hämtad och används med tillstånd av (Ridderstolpe & Andersson, 2014).

Östhammar Vatten ansvarar för VA-verksamheten i Östhammar kommun, och i maj 2017 gick Östhammars kommun in i VA-koncernen Gästrikre Vatten som sedan dess sköter all drift och underhåll i kommunen (Gästrikre Vatten, 2023; Östhammars kommun, 2021). September 2015 till oktober 2019 gjordes en uppföljning av Östhammar Vatten av reningsfunktionen i Karö våtmark genom provtagning av utgående kväve- och fosforhalter som stickprover i den efterföljande dammen. Efter att Gästrikre Vatten tog över driften påbörjades av dem i december 2020 en ny uppföljning i våtmarken genom en flödesproportionell provtagning på kväve- och fosforhalter på utgående vatten i fördelningshuset, denna uppföljning pågick under ett år till december 2021<sup>22</sup>. I arbetet av denna rapport saknas information kring hur en gemensam provtagning för alla dammar tagits i fördelningshuset samt ingen flödesdata har funnits

<sup>22</sup> Peter Ridderstolpe, tekn.lic. Ekologi WRS AB, muntligt 2023-04-27

tillgänglig. Därtill blir osäkerheten större med tanke på den korta provtagningsperioden. Då Östhammar Vattens provtagning pågick under en längre period och även inkluderar en flödesprovtagning, vilket möjliggör mängdberäkningar, används därför data från Östhammar Vattens provtagning i detta arbete.

### **3.1.7 Örsundsbro våtmark**

Örsundsbro våtmark anlades 1999 som ett poleringssteg till Örsundsbro avloppsreningsverk. Verket består av mekanisk, kemisk och biologisk rening. Våtmarken är belägen nordöst om Enköping, på gammal åkermark. Marken har längre tillbaka varit sjöbotten och består av blålera (Flyckt, 2010). I det kemiska reningssteget används järnklorid som fällningskemikalie<sup>23</sup>.

Våtmarken består av två parallella dammsystem med tre dammar i varje system. När våtmarken etablerades lämnades den första dammen i vardera systemet som en öppen vattenyta för att gynna sedimentering och fastläggning av fosfor. Denna damm är ungefär 1 m djup och inhägnad för att undvika smittspridning. Efterföljande två dammar är grundare och etablerades med växtlighet, främst kaveldun och bladvass. Det finns fyra djupare tvärgående zoner, omkring 1,4 m djup och 3 m breda, som gjordes med syftet att förhindra kanalisering och hydraulisk kortslutning. Mellan varje damm finns ett grunt stenparti med syftet att syresätta vattnet. Efter dammarna leds vattnet genom en utloppskanal vidare till recipienten Örsundaån (Flyckt, 2010).

När våtmarken byggdes användes båda de parallella systemen samtidigt, men 2004 gjordes en förändring där varannan-års drift påbörjades och ett system kördes i taget. Denna förändring gjordes med syftet att lösa problem med att fosfor släppte från sedimenten under sommaren, som skulle kunnat bero på att uppehållstiden i våtmarken var för lång vilket riskerade ge anaeroba förhållanden och fosforsläpp från järnhydroxid/fosfat komplexen (Enköpings kommun, 2019; Flyckt, 2010). Denna växelvisa användning av linje i drift, har enligt anteckningar i provtagningsdata fortsatt att användas tills idag. I och med övergången till växelvis drift halverades våtmarksarean och uppehållstiden, som gick från ca 7 dygn till 3,5 dygn (Flyckt, 2010). Dock är uppehållstiden osäker, och kan vara längre än 3,5 dygn då uppehållstiden kraftigt kan förändras om temperaturförhållanden orsakar skiktning som gör att 4-gradigt vatten sjunker till botten. Eftersom uppehållstiden kan vara lång även vid växelvis drift finns det en tveksamhet från WRS, som 2019 gjorde en åtgärdsutredning för våtmarken, kring om en växelvis drift verkligen förbättrar reningen. Dammarna var dimensionerade för en parallell drift, då en hög uppehållstid förbättrar sedimenteringen av partiklar (Enköpings kommun, 2019).

Örsundsbro våtmark hade en fungerande rening i nästan 20 år, framför allt fosforreningen där utsläppen hölls på mycket låga nivåer (Flyckt, 2010; Hernefeldt & Ridderstolpe, 2020). Även kvävereningen var god där mängdavsiljningen av totalkväve som medeltal låg på 38 %

---

<sup>23</sup> Louise Boiesen, miljöingenjör Enköpings kommun, mailkontakt 2023-05-04

motsvarande 2036 kg/(ha·år) mellan åren 2001-2009 (Flyckt, 2010). Reningen fungerade fortsatt i våtmarken mellan 2010–2016, men sedan omkring 2017 har våtmarken fungerat sämre. Reningsresultat har visat att våtmarken mottar stora mängder partikelbunden fosfor från reningsverket samtidigt som höga halter av utgående fosfor förekommer, huvudsakligen som fosfat. Detta tyder både på en dålig rening i reningsverket samt att våtmarken släpper fosfor. Problemen med reningen i våtmarken förmodades därför bero på en kombination av en för hög belastning till följd av dålig rening i verket och en kraftig minskning av växtlighet efter muddring (Enköpings kommun, 2019).

2015 och 2016 genomfördes muddring av våtmarken för att få bort en större mängd slam som hade ansamlats i dammarna. Planen var att endast rensa de djupare partierna, men även de grundare partierna med mycket vegetation rensades och en stor del av vegetationen försvann i damm A2, B2 och B3 och 2019 var fortfarande stora ytor fria vattenytor där växtligheten inte kunnat återetablerat sig. (Enköpings kommun, 2019). Se flygbild över våtmarken i Figur 10.



Figur 10. Flygbild över Örsundsbro våtmark. Brunnar visas som röda prickar, rännor som röda sträck och utloppsstationen som röd fyrkant. Bilden är tagen 2019-04-25 i samband med åtgärdsutredningen som gjordes. Vid tillfället saknades vegetationen i delar av dammarna, gulmarkerade område. Ingen mer åtgärd har gjorts och utbredningen av växtlighet ser ungefär ut densamma idag som då. Bild hämtad och används med tillstånd från Enköpings kommun (2019).

2017 försämrades reningen i reningsverket betydligt, och åtgärder sattes in utan resultat. 2018 genomgick därför verket en omfattande renovering som ledde till att vissa bassänger var avstängda längre perioder (Enköpings kommun, 2019).

Under en längre tid har det varit en ojämn belastning på inkommande flöde till verket och i nuläget pågår stora omlägningsarbeten av inkommande ledningar. Av detta skäl sker inga nya åtgärder för att lösa reningsproblematiken i reningsverket idag, det väntar tills omlägningsarbetet är klart<sup>24</sup>.

Enligt den åtgärdsutredning som gjordes 2019 gavs rekommendationer på åtgärder för att återskapa reningsfunktionen i våtmarken. Åtgärderna var dels en utgrävning av slam i damm A1 och B1 då slammet innehöll mycket fosfor och organiskt material och en utgrävning skulle

---

<sup>24</sup> Louise Boiesen, miljöingenjör Enköpings kommun, mailkontakt 2023-01-26



avlasta systemet från fosforbelastningen, och undvika risk för syrebrist och därmed bildning av svavelväte. Åtgärder var också att återskapa bortgrävda vegetationsområden på de grunda delarna för att förbättra rening och motverka algbildning, som i sin tur kan leda till utsläpp av fosfor via inbindning i algbiomassa. Slutligen rekommenderades en övergång till aluminium som fällningskemikalie för att minska risken för fosforsläpp (Hernefeldt & Ridderstolpe, 2020). Inga åtgärder i våtmarken har gjorts sedan 2019<sup>25</sup>.

### **3.1.8 Trosa våtmark**

Trosa våtmark anlades 2003 och fungerar som ett poleringssteg till Trosa reningsverk. I reningsverket renas vattnet genom mekanisk, kemisk och biologisk rening (Trosa kommun, 2010). Verket har inga krav på kväverening och det biologiska steget är därför främst utformat för att rena organiskt material. Via en 2,8 km lång tryckledning pumpas sedan vattnet till ett fördelningshus vid våtmarken, varifrån vattnet fördelas till en gräsbevuxen översilningsyta, som växelvis pulsas med vatten genom 8 dammar. Dammarna belastas med vatten i intervaller om 3-5 timmar, där några dammar töms på vatten samtidigt som andra fylls upp, innan vattnet rinner vidare till översilningsytan via en markbädd av makadam (Carlsen, 2015). Syftet med en spridning av vattnet över översilningsytan är att gynna avskiljningen av större partiklar av fosfor, organiskt material och bakterier som inte hunnit avskiljas i reningsverket. Översilningen har även syftet att gynna nitrifikation med en spridning av vattnet och tillgång på syre som nitrifikationsbakterierna behöver. Efter översilningen leds vattnet genom 3 dammar där lång uppehållstid gör att mindre partiklar hinner sedimentera. I dammen finns även växtlighet, som kaveldun och skogssäv, som fungerar som kolkälla vilket tillsammans med djupare syrefria partier bidrar till goda förhållanden för denitrifikation (Trosa kommun, 2010). Efter dammen leds vattnet till utloppet via ett dike till en sista damm, Nyängsdammen, där ytterligare rening sker innan vattnet rinner till Trosaån och därefter Östra stadsfjärden till Östersjön (Flyckt, 2010).

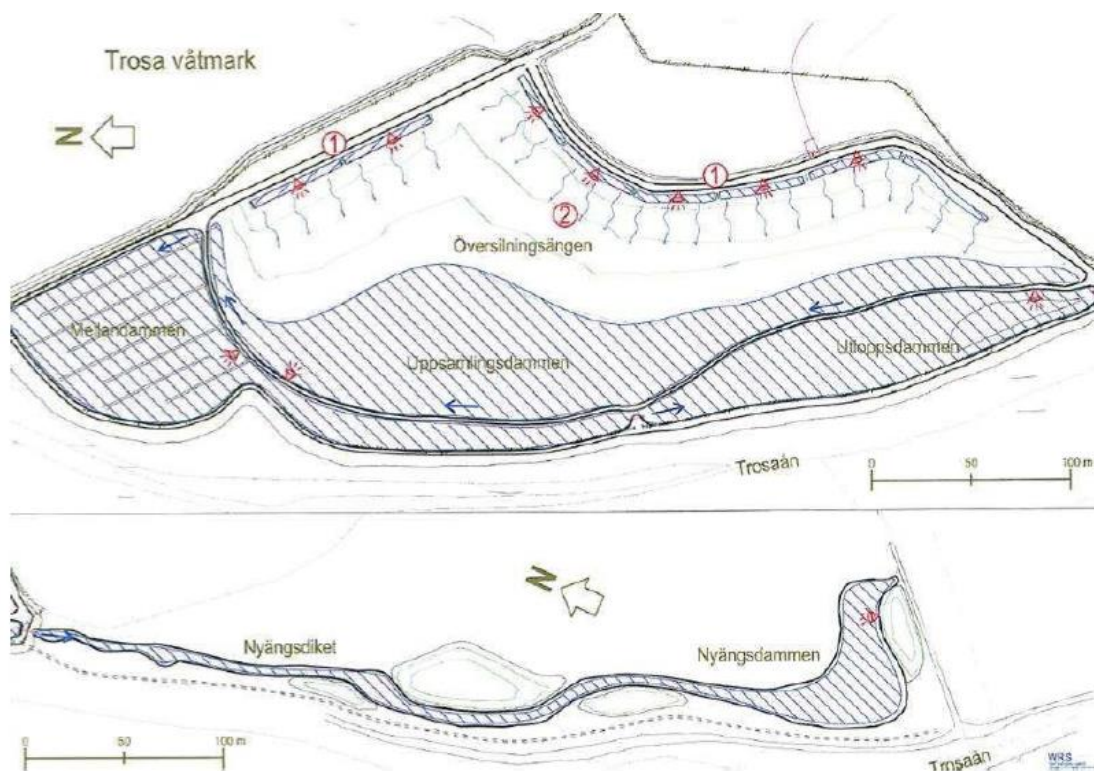
2015 fanns problem med reningsfunktionen i våtmarken till följd av år av hög belastning efter dålig rening i reningsverket, som ledde till att översilningsytan skadades och sedimentlagring bildades i dammarna. Den skadade översilningsytan ledde till dålig syresättning och därmed dålig nitrifikation, samtidigt som sedimentlagring i kombination med mycket vass ledde till korta uppehållstider. Restaurering av våtmarken påbörjades 2015 men problem med Trosa reningsverk kvarstod med slamflykt och låga syrehalter i utgående vatten, vilket får följdproblem i våtmarken som risk för fosforsläpp (Carlsen, 2015).

Reningsverket belastades 2015 med 5200 pe och har tillstånd för 6000 pe, samtidigt som Trosa som sommarkommun har höga belastningstoppar under sommarsäsongen (Carlsen, 2015). Behov av renovering av Trosa reningsverk i kombination med en växande befolkning och krav på dimensionering av en högre belastning gör att en ny lösning för vattenrening planeras i Trosa, där alternativen i utredningen handlat om ett nytt reningsverk beläget vid våtmarken eller en

---

<sup>25</sup> Louise Boiesen, miljöingenjör Enköpings kommun, mailkontakt 2023-05-04

överföringsledning från Trosa till Himmelfjärdsverket (Structor AB, 2021). Enligt ett beslut av Trosa kommun 2021 är huvudalternativet att arbeta för en överföringsledning till det större Himmelfjärdsverket som ska vara på plats vid årsskiftet 2026/2027. I och med denna lösning kommer spillvattenrening i Trosa våtmark att läggas ned (Trosa kommun, u.å.).



Figur 11. Skiss över Trosa våtmark. Övre bilden visar våtmarken med fördelningsdammarna (1) och översilningsytan (2) som rinner vidare till uppsamlingsdammen, mellandammen och utloppsdammen. Nedre bilden visar utloppet via Nyängsdiket och Nyängsdammen till Trosaån. Bild hämtad från Randefelt (2019) och används med tillstånd av WRS AB.

### 3.1.9 Area på undersökta spillvattenvåtmarker

Area för respektive våtmark mättes genom Lantmäteriets kartverktyg (Lantmäteriet, u.å.), för att få en uppdaterad area för samtliga våtmarker (Tabell 2). Area uppmättes inte för Trosa våtmark då area endast användes för databearbetningen av kväve och fosfor. För Alhagen gjordes en uppskattning av arean i den naturnära våtmarken, där endast en del av våtmarksytan Vassträsk är aktiv våtmarkyta, det vill säga yta dit spillvattnet når och som därmed bidrar till en rening. Denna yta uppskattades till 1/3 av hela Vassträsk yta.

Tabell 2. Uppmätt area på undersökta spillvattenvåtmarker

	Alhagen	Brannäs	Ekeby	Granskär	Karö	Magle	Örsundsbro
Area (ha)	22	23	27	5,6	2,5	21	0,7

### 3.2 Datainsamling

Data över inkommande och utgående halter av kväve, fosfor och läkemedel samt ingående och utgående flöde från respektive våtmark efterfrågades via mailkontakt och digitala möten med driftansvariga för respektive våtmark. Datainsamlingen från driftansvariga bestod av data från egenprovtagningar av kväve och fosfor, och visas i Tabell 3.

Tabell 3. Datainsamling ingående och utgående kväve- och fosforhalter samt flöde. Förkortningar: F = flödesproportionell, T = tidsstyrds, S = stickprov, D = dygnsprov, V = veckoprov, H = helgprov vilket motsvarar 3 dygn. N = samtliga kväveprover (Tot-N och NH<sub>4</sub>-N), P = samtliga fosforprover (Tot-P och PO<sub>4</sub>-P). Om inte N eller P anges gäller provtagningen alla prov, det vill säga både kväve och fosfor. Vid stickprov sker en dygnsprovtagning av flödet, med undantag för Alhagen 2010–2017 där månadsprovtagning av flödet togs.

	Alhagen	Brannäs	Ekeby	Granskär	Karö	Magle	Örsundsbro
<b>Källa</b>	(Flyckt, 2010; Nynäshamns kommun, u.å.)	(Oxelösunds kommun, u.å.)	(Eskilstuna Energi & Miljö, u.å.-a)	(Söderhamn Nära, u.å.-a, u.å.-c, u.å.-b)	(Gästrike Vatten, u.å., 2017, 2018, 2019; Östhammar Vatten, u.å.-b, u.å.-a)	(Hässleholm Miljö AB, u.å.a, u.å.b)	(Enköpings kommun, u.å.a, u.å.b)
<b>Provperiod för insamlade data (år 20XX)</b>	10–21*	10–22	08–22 (Tot-N, Tot-P) 08-16 (NH <sub>4</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P)	14–22	16–19	07-22** (ej 21 in, ej 08 ut)	17–21
<b>Typ av prov för N och P halter</b>	IN TD (10–17) FD (18–21)	S	FD	FD (N), FV (P)	FD	FD	FD
	UT S (10-17) (Flöde per kalendermånad) FD (18–21)	S (08–19) FD (N), FV (P) (20–22)	FD	FD (N), FV (P) (S vid backflöde)	S	FD	FD, FH
<b>Provtagningsfrekvens (antal provtagningar per månad)***</b>	IN 4	2	4	4	2	2 (07-19), 4 (20-22).	2
	UT 4	2 (10-19), 4 (20-22)	4	2	2	4	2

\* Tot-P halter från 1999, men flöde från 2010 vilket begränsar mängdberäkningar till 2010

\*\* Halter (Tot-P, Tot-N, PO<sub>4</sub>-P, NH<sub>4</sub>-N) från 1999, men flöde från 2007 vilket begränsar mängdberäkningar till 2007

\*\*\*Ungefärlig, kan variera med ±1 vissa månader.

Provtagning av läkemedelsrester sker inte i egenprovtagningen hos reningsverken, då detta inte ingår i tillståndskraven. Därmed undersöks avskiljningen av läkemedelsrester i detta arbete som en datasammanställning från tidigare studier av avskiljning av läkemedel i svenska spillvattenvåtmarker, se Tabell 4.

Tabell 4. Datainsamling läkemedel. Samtliga prov taget som stickprover.

	Vinter		Vår		Sommar		Höst
<b>Källa</b>	(Näslund, 2010)	(Luu, 2020)	(Luu, 2020)	(Eskilstuna Energi & Miljö, 2022a)	(Randefelt, 2019)	(Golovko m.fl., 2021)*	(Structor AB, 2021)
<b>Provtagningperiod</b>	Feb 2010	Feb 2020	Mars, april 2020	Maj 2022	Juni 2019	Juni, juli 2018	Okt 2013, sep 2014, okt 2015, sep 2016, sep 2017
<b>Antal provtagningar</b>	1	1	2	1	1	1	5
<b>Våtmark</b>							
<b>Alhagen</b>	x				x		
<b>Brannäs</b>	x				x		
<b>Ekeby</b>	x	x	x	x	x	x	x
<b>Magle</b>					x		
<b>Trosa</b>	x				x		

\* Opublicerad data

### 3.3 Databearbetning kväve och fosfor

Insamlade data analyserades och sammanställdes enskilt för varje våtmark, för att kunna jämföra funktionen våtmarkerna emellan. Resultatet sammanställdes både som mängdavsiljning per år samt per månad under hela undersökningsperioden, för att på så sätt kunna se hur stor avskiljning som kan förväntas under olika delar på året och över tid.

#### 3.3.1 Mängdberäkning

Halten viktades mot flödet för att erhålla en flödesviktad mängd, det vill säga vikta halten och flödet vid samma tidpunkt mot varandra. Den flödesviktade mängden kan jämföras med att beräkna ett medelvärde av halt respektive mängd för en längre period, för att sedan beräkna mängden. Men då det senare alternativet inte blir lika noggrant, viktades halten mot flödet vid samma provtagningstidpunkt i så stor utsträckning som det var möjligt.

Mängd av ingående och utgående fosfor och kväve beräknades enligt ekvation 1.

$$M_{in/ut} = \frac{C_{in/ut} \cdot Q_{in/ut}}{1000} \quad (1)$$

Där  $M_{in/ut}$  = mängd (kg/tid)  
 $C_{in/ut}$  = koncentration (mg/l)  
 $Q_{in/ut}$  = Flöde (m<sup>3</sup>/tid)  
Faktor 1000 är omvandlingsfaktor från mg/l till kg/m<sup>3</sup>  
Tid är dygn, vecka eller månad

Då flödesprovtagningen skett under olika tidsintervall, med dygnsprov eller veckoprov, alternativt ett flöde för en kalendermånad för Alhagen 2010–2017 (tabell 1) erhöles mängden som dygnsmängd, veckomängd respektive månadsmängd.

För att kunna jämföra avskiljningen räknades alla mängder om till mängd per dygn, där veckomängder dividerades med 7 och månadsmängder med antal kalenderdagar för respektive månad. Helgprover dividerades med 3 då ett sådant prov representerar 3 dygn. Provtagningar där flödesdata, alternativt halt, saknades togs bort eftersom mängd inte kunde beräknas.

Extremvärden identifierades och om noterad anteckning om fel i provtagning eller avstängda reningssteg i reningsverket förekommit, togs datapunkten bort. I annat fall behölls extremvärden, då de efter identifikation oftast bedömdes vara inom en rimligt intervall för naturlig variation. Data där halten gavs som ”mindre än” (<), beräknas som högsta möjliga värde.

#### Undantag till beräkningar

Vissa undantag till beräkningarna för ekvation (1) gjordes. Detta gäller dels en datapunkt som togs bort, i Brannäs utgående reningsverk 2017-01-19. Fosforhalten var i denna provtagning 4,9 mg/l, medan samtliga närliggande provtagningar låg mellan 0,1 och 0,5 mg/l. Hänsyn togs till att denna provtagning var stickprov, vilket har en större osäkerhet, och datapunkten bedömdes vara felaktig och togs bort då den gav effekt på slutresultatet.

Andra undantag från datasammanställningen var några fall där data på utflöde inte finns, och nederbörd och avdunstning antas i dessa fall ta ut varandra och utflöde sätts lika med inflöde. Detta gäller alla år för Ekeby, Karö och Örsundsbro där utflöde inte mäts från våtmarken.

För Alhagen våtmark har det varit problem med flödesmätaren på grund av bland annat frysning mellan 2013–2016, varav utgående flöde för dessa år saknas och i Nynäshamns kommuns egen årsredovisning har för dessa år inflöde använts som utflöde<sup>26</sup>. För Brannäs våtmark saknas data på utgående flöde mellan 2010–2020. I beräkningarna används därför, för Alhagen och Brannäs våtmark, inflöde som utflöde under nämnda perioder.

---

<sup>26</sup> Amparo Franquiz, Kvalitetsansvarig VA-avdelningen Nynäshamns kommun, mailkontakt 2023-01-30.

För att ta hänsyn till uppehållstid används i denna data som erhållits för Karö våtmark utgående flöde som ingående flöde en vecka tidigare. Denna justering har i denna rapport även gjorts för Ekeby våtmark. Resultatet av justeringen för Ekeby visade på en förändring i avskiljning per år på med mellan 0–1% per år, varav ingen justering har gjorts för Örsundsbro och Brannäs.

Ett ytterligare undantag gäller Karö 2019, där flödet och halter in provtagits vid olika dygn. Detta beror på att data hämtats från olika källor, halter från Gästrike Vatten (2022) och flöde från (Östhammar Vatten, u.å.-a). Av denna anledning kunde ingen flödesviktad mängd på dygnsbasis beräknas, utan i stället beräknades här en mängd på månadbasis där halt och flöde är ett aritmetiskt medelvärde av provtagningar för varje månad. Ingående mängd för Karö 2019 innehåller därför större förenklingar än resterande mängdberäkningar.

### 3.3.2 Månadsavskiljning

Månadsavskiljningen redovisades i enheten *medelavskiljning per dygn* för respektive månad för att få en tidsenhet som inte varierar månader emellan, och beräknades enligt ekvation 2. Mängd in och ut ur våtmarken beräknades som ett månadsmedelvärde innan avskiljningen beräknades, för att ta hänsyn till uppehållstid i våtmarken. Mängd in till våtmarken motsvarar då mängdbelastning, och är det första uttrycket i ekvation 2.

$$R_m = \frac{\sum_1^n (Min)_i}{n \cdot A} - \frac{\sum_1^m (Mut)_i}{m \cdot A} \quad (2)$$

Där  $R_m$  = avskiljning (retention) (kg/ha·dygn) som ett medelvärde för en enskild månad  
 $Min_i/Mut_i$  = inkommande respektive utgående mängd per dygn för dygn i  
 $n$  = antal provtagningar in till våtmarken  
 $m$  = antal provtagningar ut från våtmarken  
 $A$  = area (ha)

Ett aritmetiskt medelvärde av  $R_m$  över alla provtagna år för respektive kalendermånad beräknades sedan för att få en medelavskiljning för respektive månad över alla år, som sedan redovisades i en graf. För varje månadsmedelvärde beräknades standardfelet, för att visa hur stor variation som skett för respektive månad mellan olika år. För våtmarker med en tydlig säsongsvariation

### 3.3.3 Årsavskiljning

För avskiljning per år utgick beräkningarna från avskiljning per dygn, beräknades enligt ekvation 5.

$$R_{\text{år}} = \frac{\sum_i^n (R_m)_i}{n} \cdot 365$$

$R_{\text{år}}$  = avskiljning per år (kg/ha·år)

$R_{m_i}$  = avskiljning per dygn för månad i

n = antal månader med data

Faktor 365 är omvandlingsfaktor från avskiljning per dygn till avskiljning per år.

Skottår togs ej hänsyn till, då årsmängder beräknades för att kunna jämföra olika år med varandra och lika antal dagar per år därför eftersträvades.

Procentuell avskiljning per år beräknades enligt

$$R_{\text{år}\%} = \frac{R_{\text{Å}}}{(In_{\text{Å}})} \quad (6)$$

där

$$\left\{ \begin{array}{l} R_{\text{Å}} = \frac{\sum_i^{12} R_{m_i}}{12} \\ In_{\text{Å}} = \frac{\sum_i^{12} In_{m_i}}{12} \end{array} \right. \quad (7)$$

$R_{\text{år}\%}$  = avskiljning per år (%)

$R_{\text{Å}}$  = aritmetiskt medelvärde av  $R_m$

$R_m$  = avskiljning per månad (kg/ha·dygn)

$In_{\text{Å}}$  = aritmetiskt medelvärde av  $M_{in}$  (inkommande mängd per månad) (kg/ha·dygn)

$In_m$  = inkommande mängd per månad (kg/ha·dygn)

i = en kalendermånad (januari, februari ... december) för valt år.

### 3.3.4 Funktionsparametrar och regressionsanalyser

Ett antal parametrar togs fram för varje våtmark för att kunna få en översiktlig bild av funktion och belastning för respektive våtmark, och därefter kunna svara på frågeställningen om vilka parametrar som påverkar avskiljningseffektiviteten. Parametrar som jämfördes var flödesbelastning (m<sup>3</sup>/dygn), ytbelastning (mm/dygn·ha), halt in/ut (mg/l), mängdbelastning (kg/ha·år), mängdavsiljning (kg/ha·år) och procentuell avskiljning (%).

Flödesbelastning, halt in/ut, mängdbelastning, mängdavsiljning samt procentuell avskiljning har beskrivits ovan.

Ytbelastning beräknades enligt ekvation 8,

$$q = \frac{Q_{in}}{A} \cdot 1000 \quad (8)$$

q = hydraulisk belastning (mm/dygn)

$Q_{in}$  = inkommande flöde (m<sup>3</sup>/dygn) (medelvärde)

A = area (m<sup>2</sup>)

Samtliga parametrar för respektive våtmark beräknades som ett aritmetiskt medelvärde över de perioder som data samlats in. Även månadsmedelvärden för temperatur för respektive våtmark togs fram genom SMHI:s väderdata (SMHI, u.å.) för att kunna undersöka samband mellan avskiljning och temperatur. Linjär regressionsanalys mellan avskiljning av kväve respektive fosfor mot övriga parametrar utfördes i Excel för att hitta eventuella linjära samband samt eventuella avvikelser.

### **3.4 Datasammanställning läkemedelsrester**

Ett urval av läkemedelssubstanser att analysera gjordes, innan en sammanställning över tidigare studiers resultat och provtagningar över läkemedelsavskiljning i spillvattenvåtmarker togs fram och jämfördes.

#### **3.4.1 Urval av läkemedelssubstanser**

Eftersom olika typer av läkemedel har olika stor inverkan på miljön, bedöms vissa substanser som mer miljöfarliga, och vilka substanser detta är varierar mellan vad olika aktörer och myndigheter bedömer. Ett urval av läkemedelssubstanser att undersöka i denna rapport har därför gjorts baserat på sex olika listor över läkemedelssubstanser som bedöms vara miljöfarliga och som bör följas upp i miljön i Sverige (Tabell 5).



Tabell 5. Utvalda läkemedelssubstanser utifrån listor från Naturvårdsverket (NV) (Naturvårdsverket, u.å.-d), EU:s bevakningslista (EUB) (*EU-kommissionens genomförandebeslut 2022/1307, 2022*), EU-kommissionens förslag från 2022 på ny prioriteringslista (EUP) (*förslag till EU direktiv 2022/0344, 2022*), Havs och Vattenmyndighetens nationella lista för särskilt förorenade ämnen (SFÄ) (Läkemedelsverket, 2022), Läkemedelsverkets miljöindikatorer inom den nationella läkemedelsstrategin (NLS) (Läkemedelsverket, 2015) samt prioriterade ämnen av Svenska Miljöinstitutet IVL (IVL) (Baresel m.fl., 2015). Substanser i kursivt har inte tagits med i datasammanställningen.

Läkemedelssubstans	Verkan (FASS u.å.)	NV	EUB	EUP	SFÄ	NLS	IVL
Atenolol	Blodtryckssänkande*	X					X
Azithromycin	Antibiotikum			X			
Bisoprolol	Blodtryckssänkande*						X
Ciprofloxacin	Antibiotikum	X			X	X	X
Citalopram	Antidepressivt	X				X	X
Diklofenak	Antiinflammatorisk	X		X	X	X	X
<i>Doxycyklin</i>	<i>Antibiotikum</i>						X
Estradiol	Könshormon			X	X	X	X
Etinylöstradiol	Könshormon			X	X	X	X
Erytromycin	Antibiotikum	X		X			
Finasterid	Könshormon						X
<i>Fipronil</i>	<i>Veterinärt läkemedel</i>		X				
Fluconazol	Antimykotikum	X	X			X	
Fluoxetin	Antidepressiv						X
Furosemid	Urindrivande	X					
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	X		X		X	
<i>Imidaklopid</i>	<i>Veterinärt läkemedel</i>				X		
Karbamazepin	Antiepileptiskt	X		X		X	X
Ketokonazol	Antimykotikum	X				X	
Ketoprofen	Antiinflammatoriskt						X
Klaritromycin	Antibiotikum	X		X		X	X
<i>Klindamycin</i>	<i>Antibiotikum</i>		X				
<i>Klorimazol</i>	<i>Antimykotikum</i>		X				
<i>Levonorgestrel</i>	<i>Könshormon</i>					X	X
Losartan	Blodtryckssänkande*	X				X	
Metmorfin	Blodsockersänkande		X				
Metoprolol	Blodtryckssänkande*	X				X	X
Metotrexat	Cytostatikum	X				X	
Mikonazol	Antimykotikum		X				
Naproxen	Antiinflammatoriskt	X				X	X
<i>Norfloxacin</i>	<i>Antibiotikum</i>						X
<i>Ofloxacin</i>	<i>Antibiotikum</i>		X				
Oxazepam	Lugnande	X				X	X
Paracetamol	Smärtlindrande	X					X
Propranolol	Blodtryckssänkande*	X					X
<i>Progesteron</i>	<i>Könshormon</i>						X
Sertralin	Antidepressiv	X				X	X
Sulfametoxazol	Antibiotikum	X	X	X		X	X
Tramadol	Smärtstillande	X				X	
Trimetoprim	Antibiotikum	X	X			X	X
Venlafaxin	Antidepressivt	X	X				
Zoldipem	Sömnmedel	X				X	
Östrogen	Könshormon	X		X			X

\* Så kallade betablockerare som även har andra effekter på hjärtat och i vissa fall också på andra organ

Klorimazol, fipronil, klindamycin, imidaklorid, levanorgestrel, doxycylin och progesteron togs bort då inga provtagningar har tagits av dessa substanser i den insamlade data. Klorimazol, norfloxacin och ofloxacin togs bort då substanserna är avregistrerade i Sverige, på grund av risk för ökning av antibiotikaresistenta bakterier i avloppsreningsverk (Janusinfo, u.å.).

Östrogen, som är ett samlingsnamn för en grupp av naturliga hormoner, sammanställs som ett medelvärde av de östrogena hormonsubstanserna östradiol, östriol samt östron.

### 3.4.2 Databearbetning

Procentuell avskiljning för tre av datakällorna i Tabell 4 (Luu, 2020; Näslund, 2010; Randefelt, 2019) var beräknat i erhållna studier och resultatet tillsammans med uppmätta ingående och utgående halter användes vid datasammanställningen i denna rapport. För övriga av datakällorna i Tabell 4 (Eskilstuna Energi & Miljö, 2022a; Golovko m.fl., 2021; Structor AB, 2021) erhöles rådata i form av uppmätta ingående och utgående halter. Dessa halter användes för sammanställningen tillsammans med en procentuell avskiljning som beräknades enligt ekvation 9. Då dessa studier provtagit halter i Ekeby våtmark som har en låg tillförsel av dagvatten till våtmarken, bedömdes osäkerheterna gällande att ingen hänsyn till flöde tas att vara låg. Data där halten gavs som ”mindre än” (<), beräknas även här som högsta möjliga värde.

$$R_{\%} = \frac{C_{in} - C_{ut}}{C_{in}} \quad (9)$$

$R_{\%}$  = procentuell avskiljning (%)

$C_{in/ut}$  = Halt in/ut

Ett aritmetiskt medelvärde av inkommande halter, utgående halter samt procentuell avskiljning för alla utvalda läkemedelssubstanser beräknades. För procentuell avskiljning togs fyra värden bort, då de ansågs urskilja sig betydligt från övriga och betraktades därför som outliers så de hade en stor påverkan på slutresultatet. Datasammanställningen med medelvärdet av inkommande och utgående halter samt medelvärde på procentuell avskiljning och borttagna outliers redovisas i appendix 7.1 (Tabell 10, Tabell 11 och Tabell 12).

För att ta hänsyn till variation mellan årstider beräknades ett medelvärde per årstid (vinter, vår, sommar, höst) i enlighet med Tabell 4. Resultatet sammanställdes i grafer, där ingående och utgående halter redovisas som ett medelvärde för samtliga provtagningar av läkemedelssubstanserna. Standardfel beräknades för att se hur stor variation som fanns mellan olika läkemedelssubstanser. Även en graf för nio läkemedel presenteras, med medelvärde av den procentuella avskiljningen. Detta för att se skillnader mellan olika typer av substanser. Dessa nio substanserna utvaldes att redovisas närmare då de hade flest provtagningar samt för att få en spridning i olika läkemedelsgrupper.

## 4 Resultat

### 4.1 Avskiljning av kväve och fosfor

En översikt av reningsresultat av kväve och fosfor för samtliga studerade våtmarker, presenteras i Tabell 6. Nedan presenteras sedan resultatet för respektive våtmark var för sig.

Tabell 6. Funktionsparametrar för kväve och fosfor

Våtmark		Alhagen	Brannäs	Ekeby	Granskär	Karö	Magle	Örsundsbro
<b>Data från år</b>		2010–2021 (1999– 2021 för Tot-P halter)	2010–2022	2008–2022 (2008–2016 för NH <sub>4</sub> -N och PO <sub>4</sub> -P halter)	2014–2022	2016–2019	2007–2022 (1999– 2022 samt 2022 för samtliga halter)*	2017–2021
<b>Driftstart</b>		1998	1993	1999	2004	2015	2005	1999
<b>Area (ha)</b>		22	23	27	5,6	2,5	21	0,7
<b>Flödesbelastning (m<sup>3</sup>/dygn)</b>		5 100	4 500	47 000	7 100	1 600	12 000	640
<b>Ytbelastning (mm/dygn)</b>		23	20	170	130	60	60	92
<b>Halter (mg/l)</b>								
<b>Tot-N</b>	IN	24	12	15	21	40	17	32
	UT	8,2	3,7	12	18	23	12	24
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	IN	18	3,0	4,9	4,8	34	5,3	
	UT	5,0	0,99	3,9	4,8	19	4,3	
<b>Tot-P</b>	IN	0,38	0,27	0,24	0,26	0,31	0,17	1,08
	UT	0,068	0,086	0,13	0,26	0,13	0,12	0,93
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	IN			0,10			0,12	
	UT			0,056			0,046	
<b>Mängdbelastning (kg/ha·år)</b>	Tot-N	2 000	790	9 600	8 700	7 900	3 100	9 400
	Tot-P	36	19	150	117	57	39	340
<b>Mängdavsiljning (kg/ha·år)</b> <b>(% i parentes)</b>	Tot-N	1 200 (58)	500 (64)	1 600 (16)	1 200 (14)	3 300 (42)	890 (28)	1 500 (16)
	Tot-P	30 (85)	14 (72)	68 (44)	53 (45)	31 (53)	21 (54)	4,6 (1)

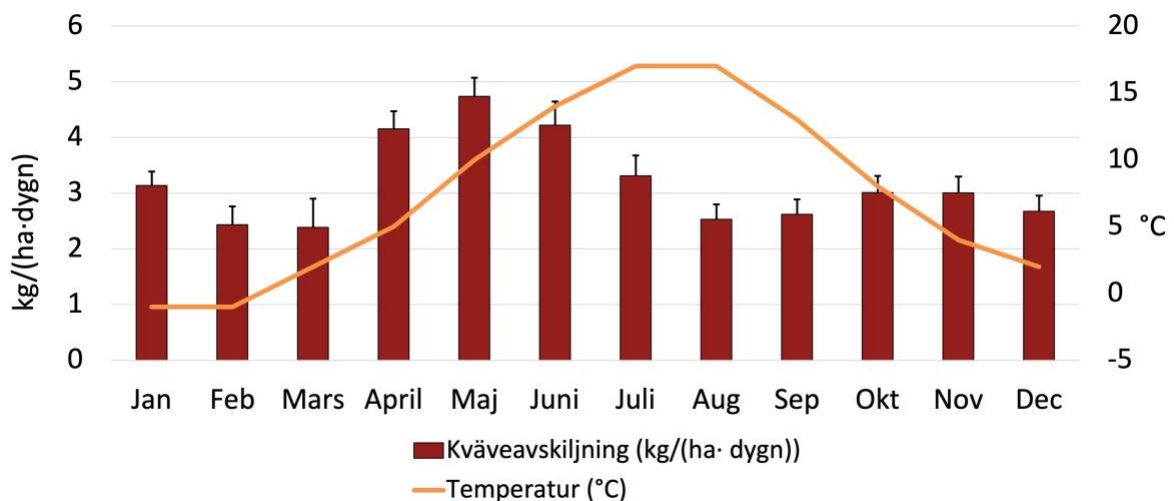
\*2008 och 2020 saknas för utgående flöde och 2021 saknas för ingående av samtliga data, mängdbelastning och avskiljning därför 2007, 2008–2019, 2022.

Data på temperatur som använts i resultatet visas i Tabell 13 i appendix.

#### 4.1.1 Alhagen

Kväveavskiljningen i Alhagen har stora variationer mellan olika år, där mängdavsckiljningen har varierat mellan endast 200 kg/(ha·år) (17%) 2012 till strax över 1600 kg/(ha·år) (71%) 2014 och 2016. Variationerna sker även mellan närliggande år där 2015 har en låg kväveavskiljning på 800 kg/(ha·år) (47%). Mellan 2018 till 2021 har avskiljning legat relativt stabilt på omkring 1100 kg/(ha·år) (Figur 37). Under 2013 till 2016 var flödesmätaren i våtmarken trasig och utflöde är satt till lika med inflöde. Den låga avskiljningen både 2012 och 2015 beror på en kombination av låga inkommande totalkvävehalter under hela året i kombination med höga utgående totalkvävehalter under sommarhalvåret. Utgående ammoniumhalter var på en normalnivå. 2017 var inkommande halter särskilt höga (Figur 52). Detta ger en hög mängdavsckiljning och en låg procentuell avskiljning (Figur 37).

Mängdavsckiljningen av kväve varierar under årets månader där den var som störst under april till juni på mellan 4,0 och 5,0 kg/(ha·dygn), för att under augusti till mars vara omkring 2,5 till 3,0 kg/(ha·dygn). Standardfelet är i medeltal 0,32 och jämt under årets alla månader med något högre standardfel i mars. Variationen i kväveavskiljning följer temperaturvariationen under de första månaderna på året, men den högsta kväveavskiljningen infaller tidigare än högsta medeltemperaturen (Figur 12).

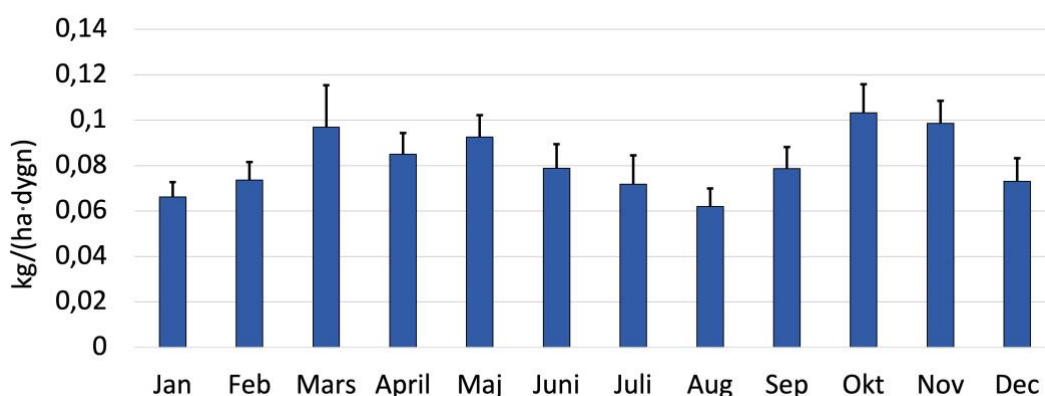


Figur 12. Mängdavsckiljning av kväve per dygn i medeltal för varje månad under 2010–2021. Standardfel anges i staplarna. Medeltemperatur per månad mellan 1991 och 2020.

Medelavsckiljningen av totalfosfor mellan 2010–2021 är 30 kg/(ha·år) motsvarande 85%, där avskiljningen ligger något högre under perioden 2014–2019, som högst under 2015 som hade

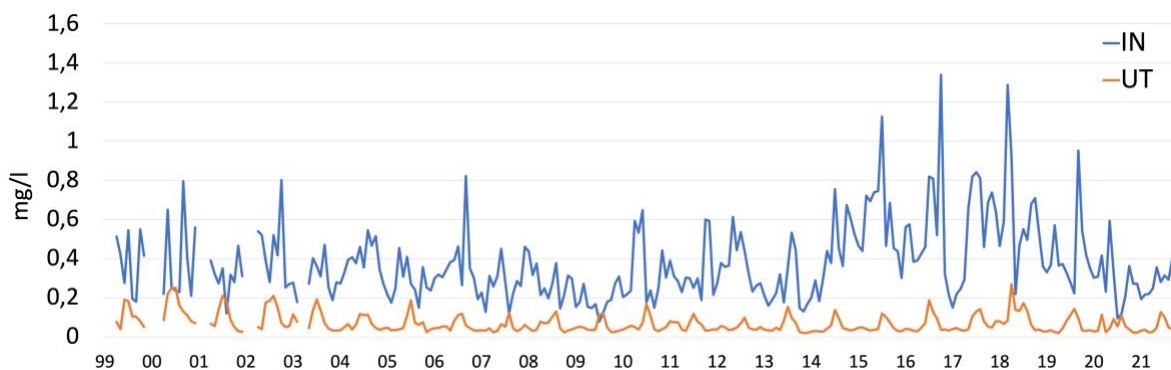
en årsavskiljning på 47,4 kg/(ha·år) motsvarande 91% (Figur 38). Liksom för kväve är resultatet på avskiljningen mellan 2013–2016 högre än verkligheten. Den låga mängdavskiljningen 2013 beror både på låga inkommande halter (Figur 14) och ett lågt inkommande flöde (Figur 53), alltså en låg belastning. Under åren 2014–2019 är det höga inkommande halter av fosfor (Figur 14) vilket sammanfaller med en högre mängdavskiljning under dessa år.

Viss variation mellan olika månader finns, mellan 0,06 och 0,1 kg/(ha·dygn) där fosforavskiljningen är som högst under mars till maj samt oktober till november. Standardfelet är i medeltal 0,01, och har liksom som kväve högst variationer mellan olika år under mars månad där standarfelet är som högst.



Figur 13. Mängdavskiljning av fosfor per dygn i medeltal för varje månad under 2010–2021 för Alhagen våtmark. Standardfel anges i staplarna.

Utgående fosforhalter ligger på en mycket jämn nivå på i medeltal 0,068 mg/l mellan 1999 och 2021, trots stora variationer i inkommande halter mellan omkring 0,2 och 0,8 mg/l. Under 2015–2018 når inkommande halter upp emot 1,2 mg/l. Det sker fosforsläpp under sommarmånaderna som ger en topp av högre utgående halter på mellan 0,2 och 0,3 mg/l. Som lägst är utgående fosforhalter omkring 0,05 mg/l (Figur 14).

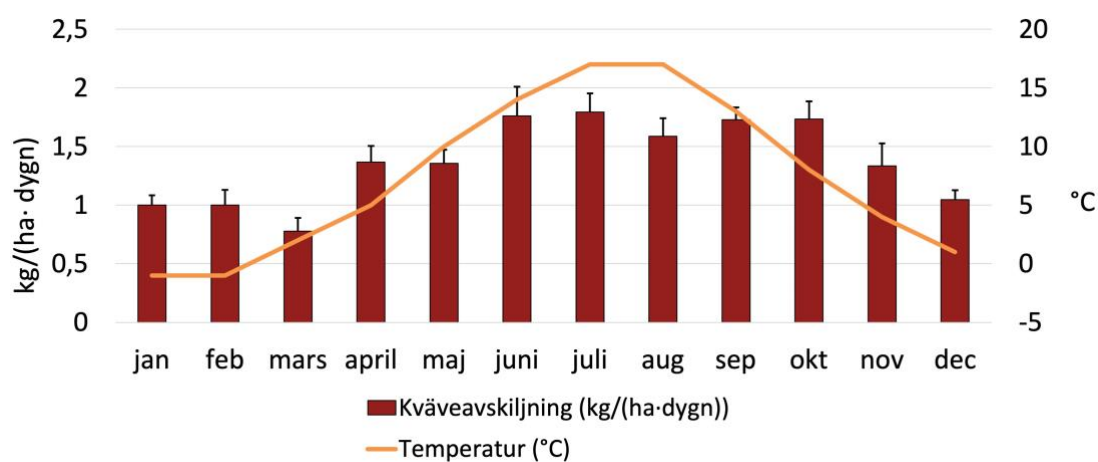


Figur 14. Inkommande och utgående fosforhalter i Alhagen våtmarker, som ett medelvärde för varje månad mellan åren 1999 – 2021.

#### 4.1.2 Brannäs

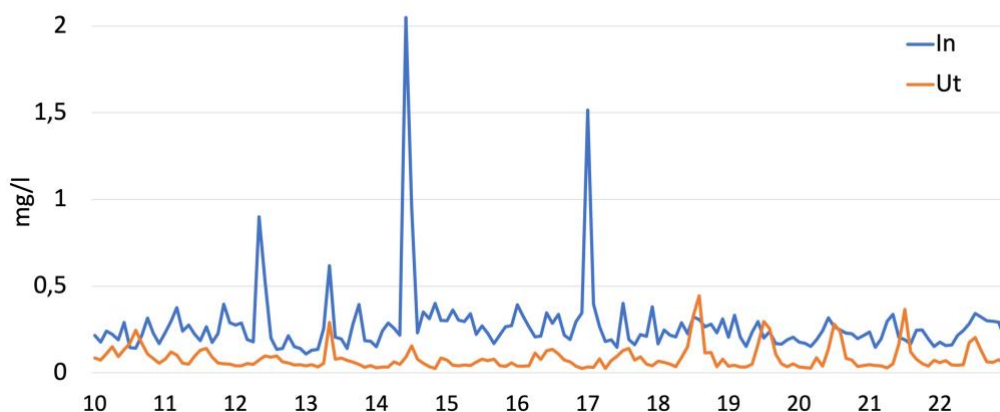
Den årsvisa mängdavskiljningen av kväve ligger relativt jämt för Brannäs, med ett medelvärde på 500 kg/(ha·år) motsvarande 64%. Undantaget är 2016 som har en låg avskiljning lågt jämfört med övriga år, på omkring 300 kg/(ha·år) motsvarande 52% (Figur 39). Brannäs våtmark har låga halter av inkommande ammoniumkväve (Figur 55), vilket betyder att inkommande kväve till stor del består av nitratkväve.

Kväveavskiljningen är högst under juni till oktober. Standardfelet är i medeltal 0,14 och jämnt fördelat över året. Variationen i kväveavskiljning följer temperaturvariationen under hela året (Figur 15).



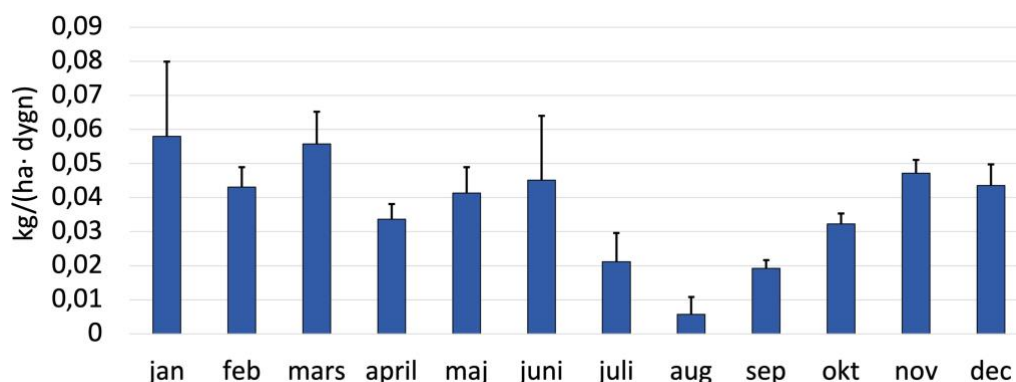
Figur 15. Mängdavskiljning av kväve per dygn i medeltal för varje månad under 2010–2022 för Brannäs våtmark. Standardfel anges i staplarna. Medeltemperatur per månad mellan 1991 och 2020.

Fosforavskiljningen varierar årsvis mellan omkring 9 och 25 kg/(ha·år). Åren 2012, 2014 och 2017 har mycket höga toppar av inkommande fosforhalt, där ett månadsmedelvärde i juni 2014 når upp till över 2 mg/l. Utgående halter hålls stabilt låga på i medeltal 0,09 mg/l, vilket gör att avskiljningen blir hög under åren med toppar av inkommande fosfor. 2010, 2013 samt åren 2018–2022 har gemensamt en något lägre fosforavskiljning än övriga år. Gemensamt är också att samtliga av dessa år har ett fosforsläpp under sommarhalvåret, där utgående fosforhalter under en period är höga och ibland till och med överstiger inkommande halter. I medeltal är inkommande fosforhalt 0,27 mg/l och utgående 0,086 mg/l. Som lägst är utgående fosforhalter omkring 0,05 mg/l. I medeltal är fosforavskiljningen 13,6 kg/(ha·år) motsvarande 72%. Se årsavskiljning av fosfor i Figur 40 och inkommande och utgående fosforhalter i Figur 16.



Figur 16. Inkommande och utgående fosforhalter i Brannäs våtmark, som ett medelvärde för varje månad mellan åren 2010 – 2022.

Fosforavskiljningen varierar mellan olika månader, mellan 0,006 kg/(ha·dag) under augusti till 0,06 kg/(ha·dag) under januari. Här går också att utläsa relativt höga standardfel under framför allt januari och juni (Figur 17).



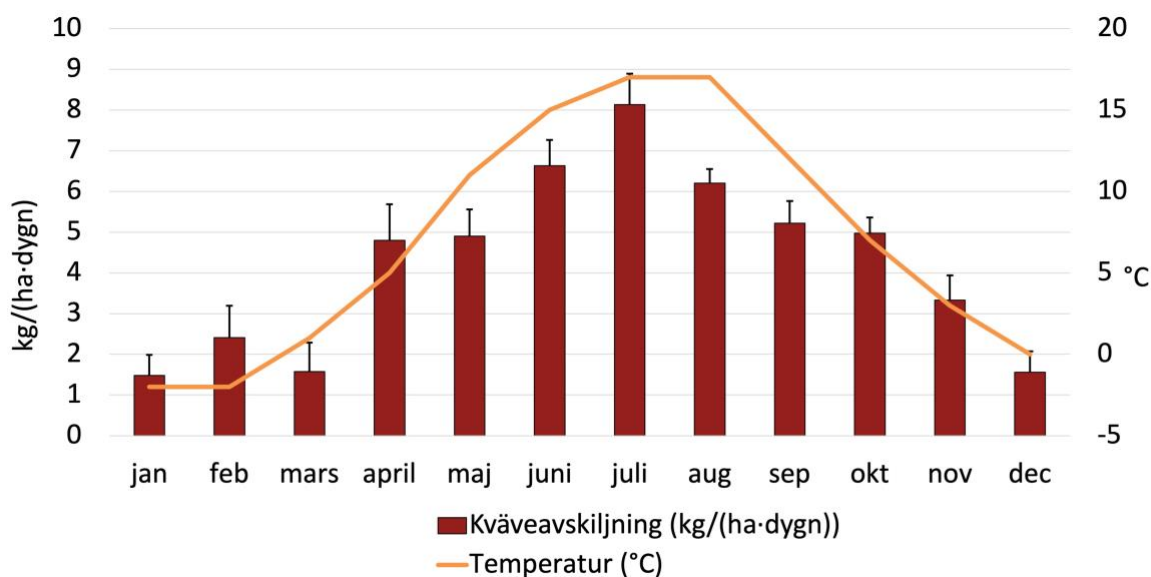
Figur 17. Mängdavsikiljning av fosfor per dygn i medeltal för varje månad under 2010–2022 för Brannäs våtmark. Standardfel anges i staplarna.

#### 4.1.3 Ekeby

Kväveavskiljningen i Ekeby våtmark varierar något mer de första åren under driftperioden 2008–2022 där avskiljningen ökar från 1300 kg/(ha·år) 2009 till 2100 kg/(ha·år) 2011. Under 2012 till 2022 är avskiljningen mer stabil på omkring 1500 kg/(ha·år). I medeltal för alla år mellan 2008 och 2022 är kväveavskiljningen i Ekeby våtmark 1600 kg/(ha·år) motsvarande 16% (Figur 41). Inkommande ammonium till Ekeby våtmark varierar, där den är under 0,1 mg/l under sommaren och mellan 5 och 20 mg/l under vintern. Låg avskiljning av ammonium sker då utgående halter följer ingående. Inkommande totalkväve är i medeltal 15 mg/l och utgående 12 mg/l (Figur 58)

Ekeby våtmark har stora variationer över året, där kväveavskiljningen är som högst under sommarhalvåret på omkring 6 kg/(ha·dygn), för att under december till mars ligga på omkring

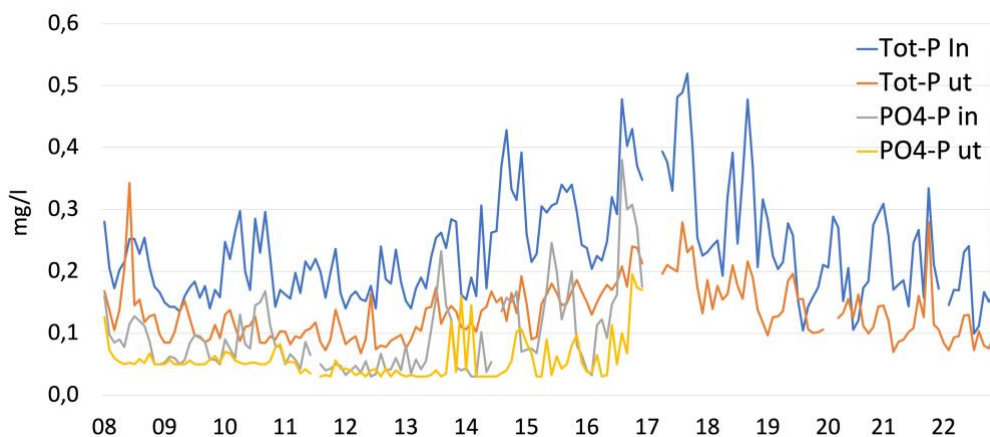
2 kg/(ha·dygn). Variation i avskiljning följer variation i temperatur. Standardfelet för kväveavskiljningen är i medeltal 0,61 (Figur 18). Det är stora variationer i inkommande mängder till våtmarken, som till stor del beror på stora skillnader i inkommande halter, men även på flödesbelastningen. Både inkommande halter och inkommande flöde är högre under vintern (Figur 61 och Figur 62).



Figur 18. Mängdavsikiljning av kväve per dygn i medeltal för varje månad under 2010–2022 för Ekeby våtmark. 2020 representeras inte av januari, februari och april. Standardfel anges i staplarna. Medeltemperatur per månad mellan 1991 och 2020.

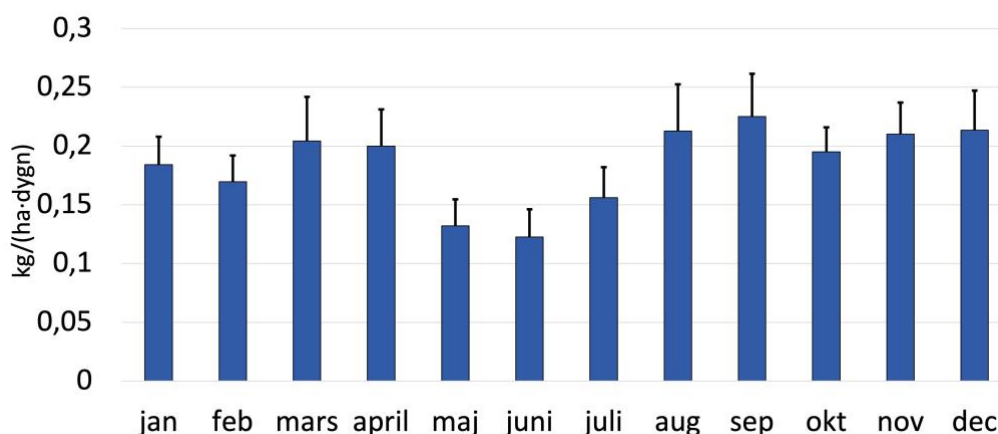
Ingående fosforhalter varierar både mellan år och under årets månader. Årsavsikiljningen är i medeltal 67,8 kg/(ha·år) motsvarande 44 %. Under 2014 till 2017 är avsikiljningen något högre (Figur 42), vilket kan förklaras av högre inkommande fosforhalter under dessa år. Under slutet på 2022 sker en kraftig ökning av inkommande fosforhalter. I medeltal är inkommande totalfosforhalter 0,24 mg/l och vid topparna når halterna upp till mellan 0,4 och 0,5 mg/l. Utgående fosforhalter är i medeltal 0,13 mg/l. Det är få fosforsläpp som sker, men undantag är 2008 och 2021 där månadsmedelvärdet för utgående halter når upp till 0,3 mg/l under juni respektive oktober. Inkommande fosfat-fosfor ligger på i medeltal 0,10 mg/l vilket motsvarar 42 % av inkommande totalfosforhalter. Utgående fosfat-fosfor är lägre än ingående, i medeltal 0,056 mg/l (Figur 19).





Figur 19. Inkommande och utgående fosforhalter i Ekeby våtmark, som ett medelvärde för varje månad mellan åren 2008 – 2022.

Fosforavskiljningen är lägst under sommarmånaderna maj, juni och juli. Standarfelet är i medeltal 0,029, och relativt jämnt fördelat över året (Figur 20). Andelen inkommande fosfat-fosfor är jämt över hela året. Utgående fosfat-fosfor är lägst under sommarmånaderna samtidigt som utgående totalfosfor är högre under samma period (Figur 60).

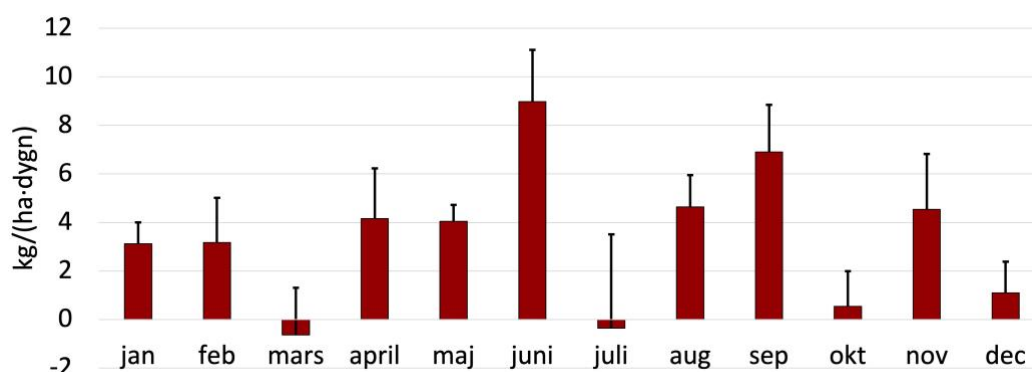


Figur 20. Mängdavsikiljning av fosfor per dygn i medeltal för varje månad under 2010–2022 för Ekeby våtmark. 2017 representeras inte av januari till mars och 2020 inte av januari, februari och april. Standardfel anges i staplarna.

#### 4.1.4 Granskär

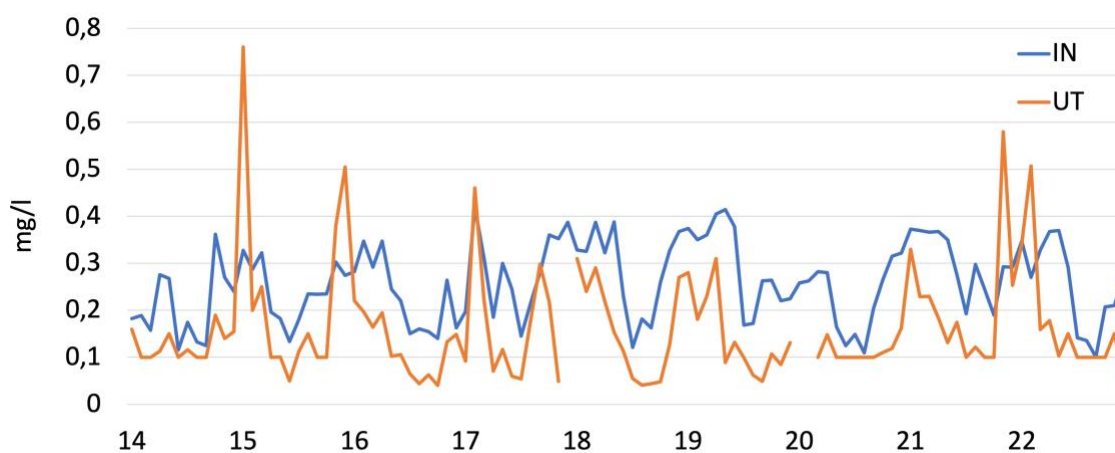
Granskär våtmarks mängdavsikiljning av kväve varierar kraftigt mellan olika år, mellan 500 kg/(ha·år) motsvarande 7 % upp till 2400 kg/(ha·år) motsvarande 21 % (Figur 43). Inkommande och utgående halter ligger nära varandra under hela perioden, med kvävesläpp under sommarhalvåret under 2018 samt 2019 vilket orsakar dålig avsikiljning dessa år. Med undantag för 2018 och 2019 är inkommande ammoniumhalter låga vilket gör nitrat till en stor andel av inkommande totalkväve till våtmarken. Avsikiljningen av ammonium är låg, även då toppar av inkommande ammonium finns (Figur 62).

Kväveavskiljningen har för hela driftperioden stora variationer i månadsavskiljning, därtill stora variationer i standardfel som i medeltal är 1,8. Se månadsavskiljning i Figur 21.



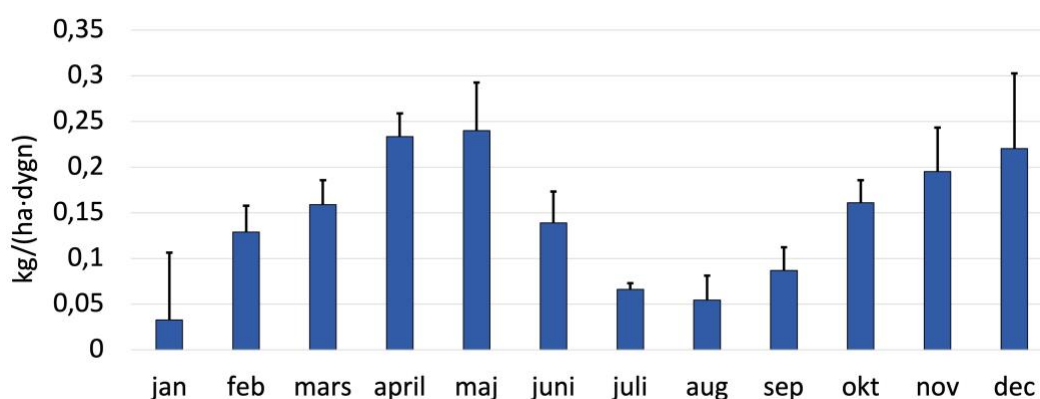
Figur 21. Mängdavsikiljning av kväve per dygn i medeltal för varje månad under 2014-2022 för Granskär våtmark. Standardfel anges i staplarna.

Mängdavsikiljningen av fosfor har liksom för kväve stora variationer mellan olika år, mellan omkring 15 till 85 kg/(ha·år) motsvarande mellan 12% och 54% (Figur 44). Vid några tillfällen, under vintersäsongen 2015, 2016, 2017 samt 2022 sker fosforsläpp i våtmarken med höga utgående halter av fosfor. Ingående och utgående halter är i medeltal lika stora, 0,26 mg/l (Figur 22).



Figur 22. Ingående och utgående fosforhalter i Granskär våtmark, som ett medelvärde för varje månad mellan 2014-2022.

Det är stora variationer över året för fosforavsikiljningen, där den är som störst under vår och sen höst och som lägst under sommarsäsongen. Standardfelen är i medeltal 0,040 och högre under månaderna januari, maj, november samt december (Figur 23).

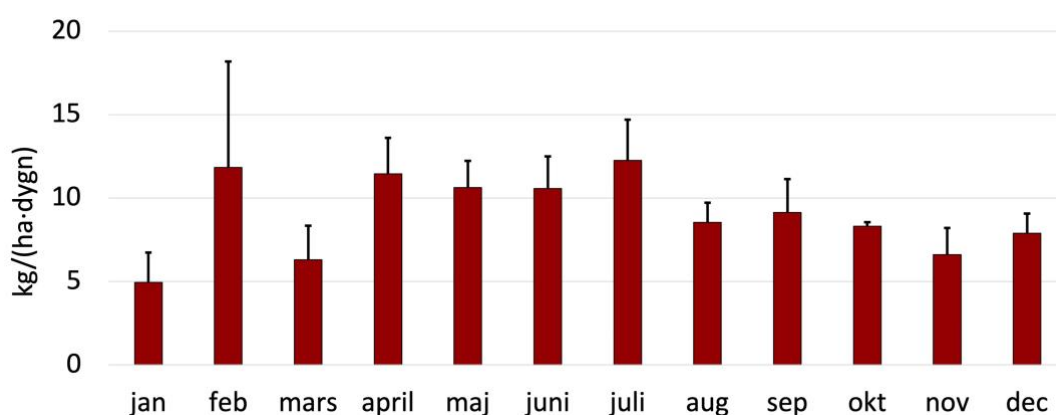


Figur 23. Mängdavsikiljning av fosfor per dygn i medeltal för varje månad under 2014–2022 för Granskär våtmark. Standardfel anges i staplarna.

#### 4.1.5 Karö

Den årsvisa mängdavsikiljningen i Karö ligger för åren 2016–2019 högt, mellan omkring 3000 och 4000 kg/(ha·år) motsvarande 37–47 %. Resultatet visar att högst avsikiljning sker 2019 på 4100 kg/(ha·år) motsvarande 47 %. Dock representeras detta år endast av januari till oktober, så två månader med låg avsikiljning är inte medräknat och resultatet visar en högre avsikiljning än verkligheten. Den största delen av inkommande kväve är ammonium, där inkommande totalkväve i medeltal är 49 mg/l och ammoniumkväve 34 mg/l. Utgående halter är i medeltal 23 mg/l för totalkväve och 19 mg/l för ammoniumkväve (Figur 45).

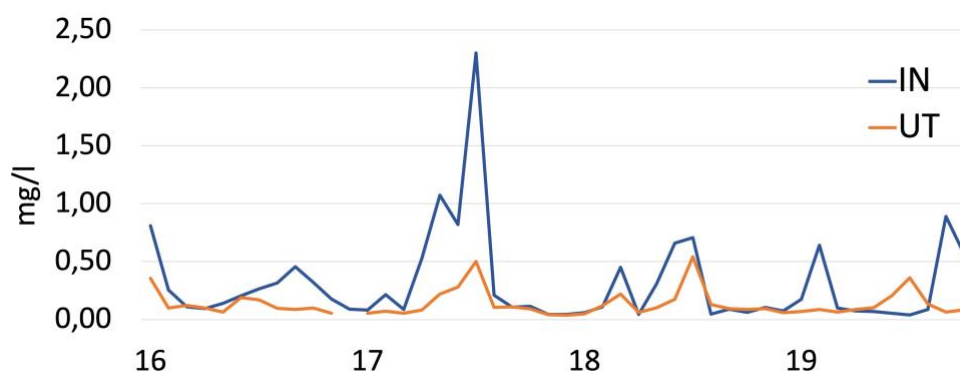
Kväveavsikiljning är större under sommarsäsongen, samt under februari månad. Standardavvikelsen är i medeltal 0,059 och högst under februari (Figur 24).



Figur 24. Mängdavsikiljning av kväve per dygn i medeltal för varje månad under januari 2016 - oktober 2019 för Karö våtmark. Standardfel anges i staplarna.

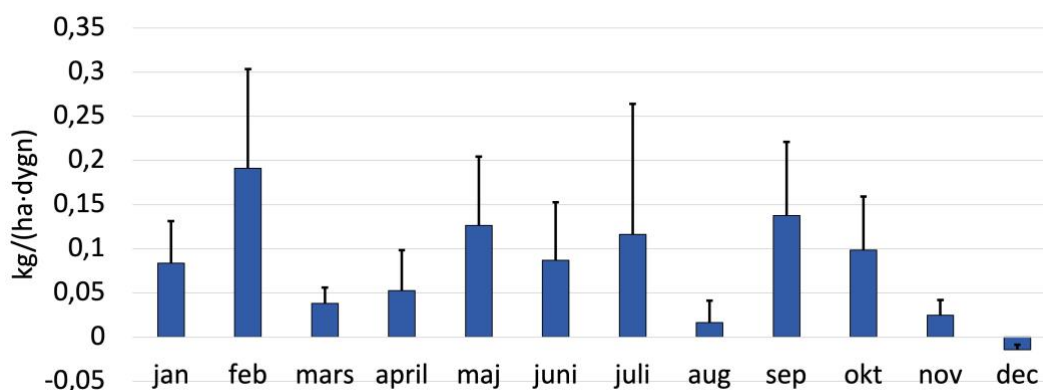
Fosforavsikiljningen varierar mellan omkring 10 och 50 kg/(ha·år). Det finns stora variationer, där 2017 har en avsikiljning på 49 kg/(ha·år) för att 2018 endast ha en avsikiljning på 11 kg/(ha·år) (Figur 46). 2017 tar våtmarken emot höga halter fosfor, över 2 mg/l som månadsmedelvärde för juli månad. 2018 och 2019 har också toppar av inkommande fosfor, men

endast upp till omkring 0,5 mg/l. I medeltal är ingående fosfor 0,31 mg/l och utgående 0,13 mg/l. Som lägst är utgående halter mellan 0,01 och 0,1 mg/l (Figur 25).



Figur 25. Inkommande och utgående totalfosforhalter i Karö våtmark, som ett medelvärde för varje månad mellan åren 2016–2019.

För fosforavskiljningen som månadsmedelvärde går att se att det finns både stora variationer i avskiljning och av standardfel mellan olika månader (Figur 26).



Figur 26. Mängdavsikiljning av fosfor per dygn i medeltal för varje månad under januari 2016 - oktober 2019 för Karö våtmark. Standardfel anges i staplarna.

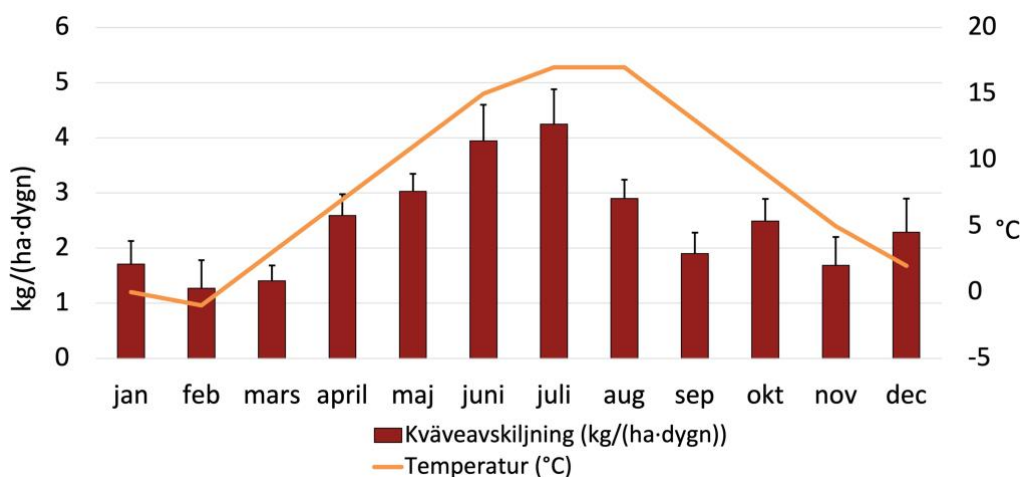
#### 4.1.6 Magle

Den genomsnittliga mängdavsikiljningen av kväve i Magle är 890 kg/(ha·år) motsvarande 28%. Den högre mängdavsikiljningen 2007 och 2010 (Figur 47) sammanfaller med högre inkommande halter av totalkväve dessa år (Figur 68). 2007 har dessutom höga flöden vilken ger en större mängdavsikiljning (Figur 69). Kväveavsikiljningen ligger sedan ganska jämt runt 600 kg/(ha·år) fram till 2014, därefter ökar avsikiljningen åter upp till omkring 1000 kg/(ha·år) fram till 2019. 2022 har en avsikiljning på 1200 kg/(ha·år) (Figur 47). Även detta år är inkommande halter höga (Figur 68).

Magle våtmark har en varierande inkommande halt av ammoniumkväve, omkring 0,1 mg/l under sommaren och med högre toppar på upp emot 20 mg/l under vintersäsongen. Utgående ammoniumhalter är nära inkommande, störst avsikiljning sker under sommaren. Inkommande

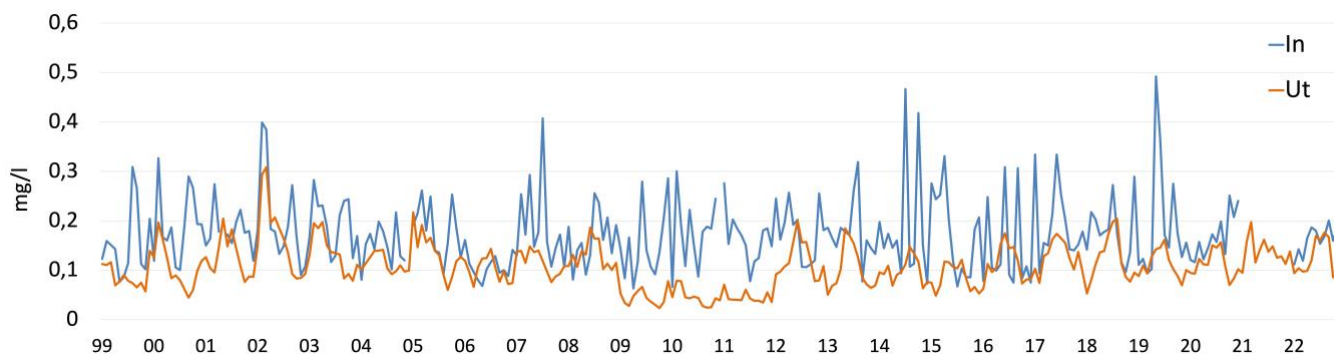
halter av totalkväve är i medeltal 17 mg/l och utgående 12 mg/l under åren 1999 till 2022. För samma period är inkommande ammonium i medeltal 5,3 mg/l och utgående 4,2 mg/l (Figur 68). 2011 filtrerades utgående prover felaktigt och datavärdena är lägre än verkligheten.

Kväveavskiljningen är tydligt störst under sommaren, där variation i avskiljningen följer variationen i temperatur. Standardfelen är i medeltal 0,45 och jämnt fördelat över året (Figur 27).



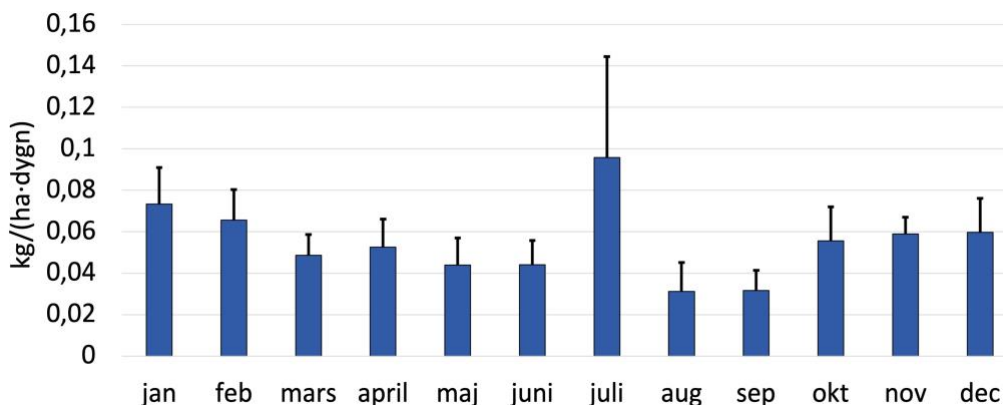
Figur 27. Mängdavsökning av kväve per dygn i medeltal för varje månad under 2007, 2008–2019 samt 2022 för Magle våtmark. Standardfel anges i staplarna. Medeltemperatur per månad mellan 1991 och 2020.

Fosforavskiljningen varierar mellan omkring 10 och 30 kg/(ha·år) med en medelavsökning på 21 kg/(ha·år) motsvarande 54%. Till skillnad från kväve, som har en trend av ökad kväveavskiljning de senaste åren (Figur 47) har fosfor en trend av försämrade rening (Figur 48). Inkommande fosforhalter har stora variationer. Även utgående har variationer, men de är lägre jämfört med ingående halter. I medeltal är inkommande totalfosforhalter 0,17 mg/l och utgående 0,13 mg/l för åren 1999–2022 (Figur 28).



Figur 28. Inkommande och utgående totalfosforhalter i Magle våtmark, som ett medelvärde för varje månad mellan åren 1999 – 2022.

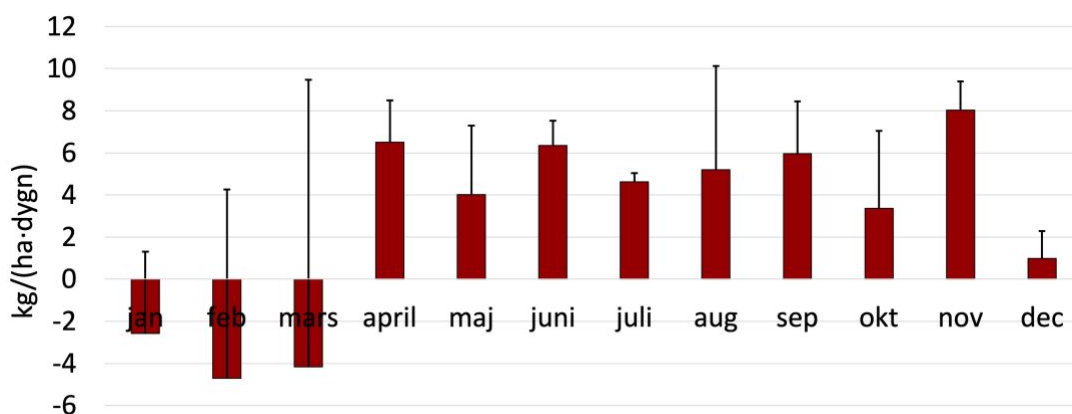
Fosforavskiljningen är lägst under sommaren, med undantag för juli månad (Figur 29). Av figur Figur 70 och Figur 71 går att se att juli i genomsnitt har höga flöden, eftersom fosforhalter är jämnt fördelade över året medan mängder urskiljer sig under juli månad med högre inkommande mängder. Standardfelet är högst för juli månad, i medeltal 0,016 och jämnt fördelat med undantag för juli som har en hög avskiljningsvariation mellan olika år. Fosfatfosfor är i medeltal 0,12 mg/l in och 0,046 mg/l ut för åren 1999–2022. Ingående fosfatfosfor motsvarar 68% av inkommande halter av totalfosfor.



Figur 29. Mängdavsikiljning av fosfor per dygn i medeltal för varje månad under 2007, 2008–2019 samt 2022 för Magle våtmark. Standardfel anges i staplarna.

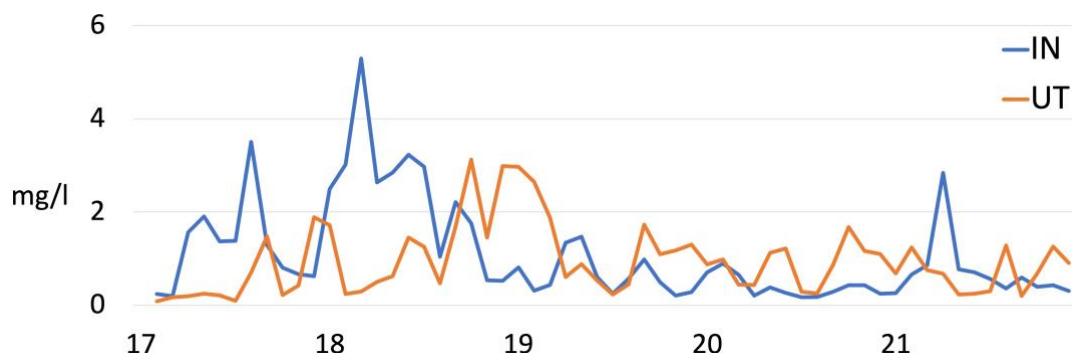
#### 4.1.7 Örsundsbro

Kväveavsikiljningen 2017–2021 har stora variationer (Figur 49), där 2019 gav en ökning av kväve till recipienten på grund av kvävesläpp (Figur 72). Kväveavsikiljningen är störst under sommarhalvåret, för att bli negativ det vill säga ge ett nettoutsläpp av fosfor under januari till mars vilket kan förklaras av de stora utgående mängderna under 2019. Standardfelet per månad är i medeltal 3,9 och varierar stort mellan olika månader (Figur 30).



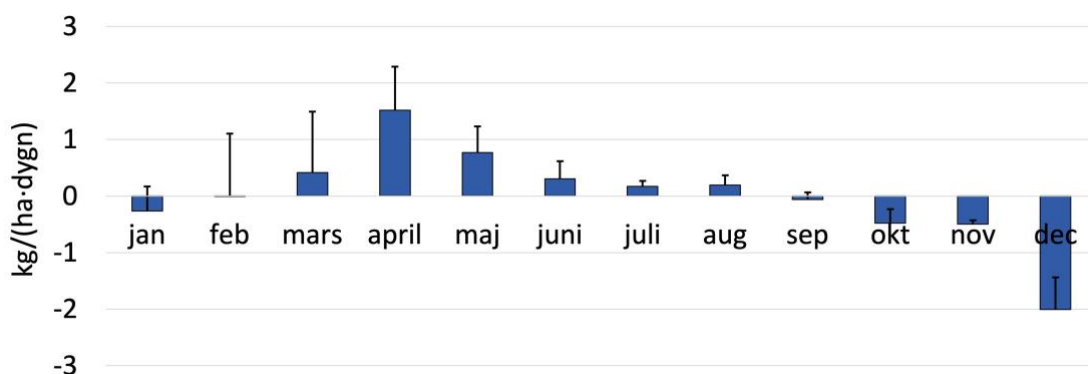
Figur 30. Årsvis mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av kväve i Örsundsbro våtmark under 2017–2021. 2017 representeras inte av januari. Standardfel anges i staplarna.

Liksom för kväve sker fosforsläpp under 2019, under 2020 sker även här fosfor släpp men något lägre (Figur 31). Variationerna i avskiljning mellan olika år är stora. I medeltal är fosforavskiljningen 5 kg/(ha·år) motsvarande 1 % (Figur 50).



Figur 31. Inkommande och utgående fosforhalter i Örsundsbro våtmark, som ett medelvärde för varje månad mellan 2017 och 2021.

Mängdavsiljningen av fosfor som ett medelvärde för varje månad följer ett jämnare mönster jämfört med kväve, där avskiljningen är som högst under våren för att succesivt minska och bli som lägst och ge nettoutsläpp av fosfor under oktober till december. Standardfelet är som lägst under sommaren och högre under vinter och tidig vår.



Figur 32. Årsvis mängdavsiljning och procentuell avskiljning av fosfor i Örsundsbro våtmark under 2017–2021. 2017 representeras inte av januari. Standardfel anges i staplarna.

## 4.2 Jämförelse av studerade våtmarker

Linjära regressionsanalyser utfördes, där mängdavsiljning som funktion av mängdbelastning av kväve respektive fosfor samt mängdavsiljning av kväve som funktion av temperatur undersöktes.

För kväveavskiljningen som funktion av kvävebelastning var Karö tydlig avvikande från övriga våtmarker, och har en mycket hög mängdavsiljning jämfört med våtmarker som Granskär, Örsundsbro och Ekeby med liknande mängdbelastningar (Figur 75). Regressionsanalysen visade att inget samband finns. Ytterligare en linjär regressionsanalys utfördes, där Karö

uteslöts ur analysen (Figur 76). Denna regressionsanalys visade att det finns ett samband mellan variablerna i regressionslinjen.

Den linjära regressionsanalysen för fosfor visade att Örsundsbro här var tydligt avvikande från övriga studerade våtmarker (Figur 77), och inget samband fanns mellan belastning och avskiljning. Eftersom Örsundsbro tydligt avviker från övriga våtmarker gjordes ytterligare en regressionsanalys för fosfor, där Örsundsbro uteslöts från analysen. Regressionsanalysen visade då att det finns ett samband mellan variablerna. Resultatet av de linjära regressionsanalyserna visas i Tabell 7.

Tabell 7. Resultat från regressionsanalys av mängdavskiljning som funktion av mängdbelastning för kväve och fosfor. Samtliga våtmarker innebär de 7 våtmarker som studerats för kväve och fosfor.  $y_1$  = kväveavskiljning (kg/ha·år),  $x_1$  = kvävebelastning (kg/ha·år),  $y_2$  = fosforavskiljning (kg/ha·år),  $x_2$  = fosforbelastning (kg/ha·år). Nollhypotesen är att inget samband finns mellan variablerna, om  $p < 0,05$  finns ett samband.  $R^2$  värdet beskriver hur stor del av variationen i  $y$  som kan beskrivas av variationen av  $x$ , och varierar mellan 0 och 1.

		<b>p</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Regressionslinje</b>
<b>Kväveavskiljning som funktion av kvävebelastning</b>	Samtliga våtmarker	0,21	0,29	
	Samtliga våtmarker utom Karö	0,029	0,73	$y_1 = 0,0828x_1 + 673,6$
<b>Fosforavskiljning som funktion av fosforbelastning</b>	Samtliga våtmarker	0,79	0,015	
	Samtliga våtmarker utom Örsundsbro	0,00049	0,96	$y_2 = 0,378x_2 + 9,4593$

En linjär regressionsanalys för kväveavskiljning som funktion av temperatur genomfördes för alla uppmätta månader för samtliga av de 7 studerade våtmarkerna (Figur 79). Resultatet visade att det finns ett samband mellan variablerna (Tabell 8).

Tabell 8. Resultat från regressionsanalys av mängdavskiljning av kväve som funktion av temperatur. Nollhypotesen är att inget samband finns mellan variablerna, om  $p < 0,05$  finns ett samband.  $R^2$  värdet beskriver hur stor del av variationen i  $y$  som kan beskrivas av variationen av  $x$ , och varierar mellan 0 och 1.

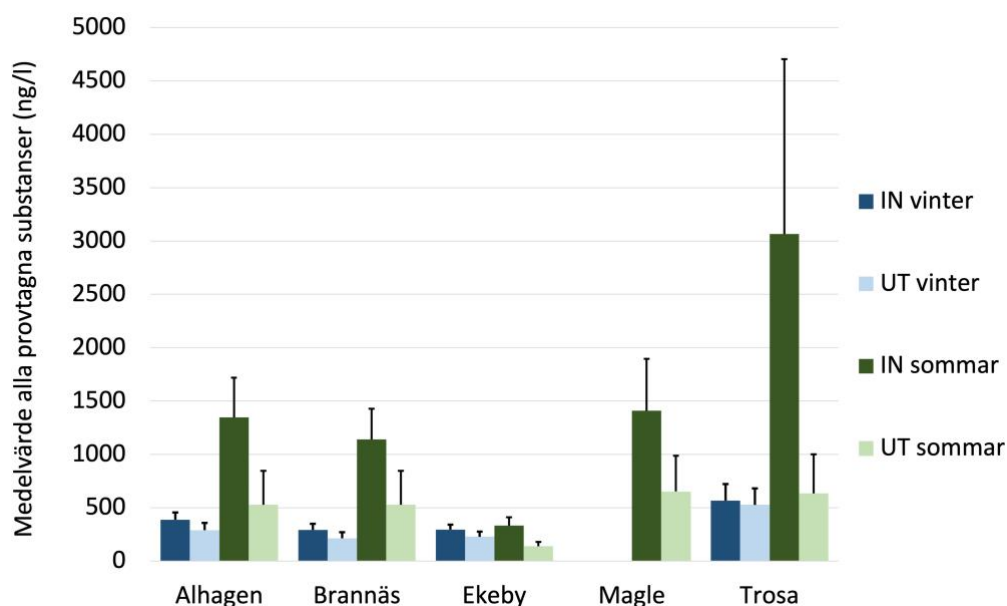
	<b>p</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Kväveavskiljning som funktion av temperatur</b>	0,00013	0,16



### 4.3 Avskiljning av läkemedelsrester

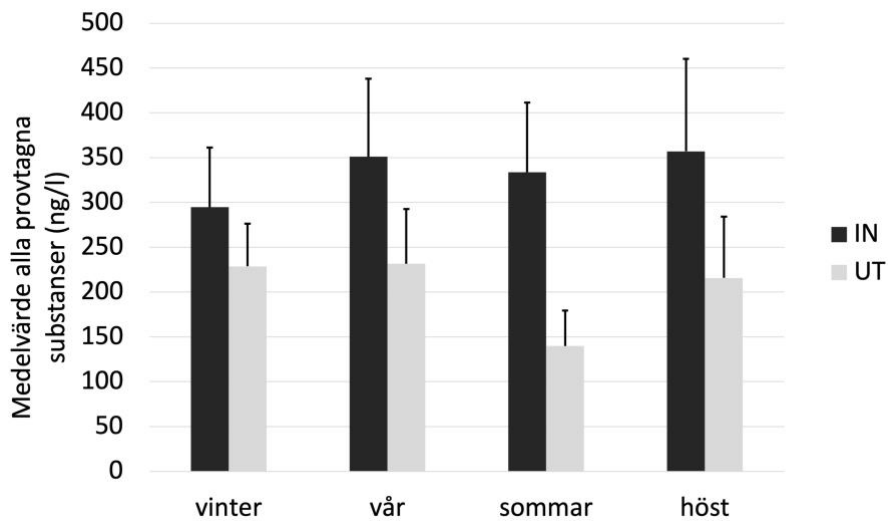
Det är stora skillnader i ingående läkemedelshalter till våtmarkerna, både mellan olika tider på året och emellan olika våtmarker. Sommartid har Trosa högst ingående halter på omkring i medeltal 3000 ng/l för alla provtagna substanser, medan Alhagen, Brannäs och Magle våtmark har ingående halter på i medeltal omkring 1400 ng/l sommartid. Ekeby har tydligt lägst ingående halter, endast omkring 400 ng/l i medeltal. Standarfelet är högst för Trosa, och lägst för Ekeby våtmark. Vintertid är ingående halter betydligt lägre, mellan 250 och 500 ng/l i medeltal där Trosa har högst ingående halter och Ekeby och Brannäs lägst.

Sommartid är utgående halter relativt lika för Alhagen, Brannäs, Magle och Trosa våtmark på omkring 500 ng/l, och Ekeby 150 ng/l. Vintertid är utgående halter omkring 500 ng/l för Trosa, och mellan 200 och 300 ng/l för Alhagen, Brannäs och Ekeby. Inga provtagningar är gjorda för Magle under vintersäsong. Standardfelen vintertid är mer jämna än sommartid (Figur 33).



Figur 33. Ingående och utgående läkemedelshalter från Alhagen, Brannäs, Ekeby, Magle och Trosa våtmark, vinter och sommar. Staplarna visar standarfelet för medelvärdet av de olika substanserna.

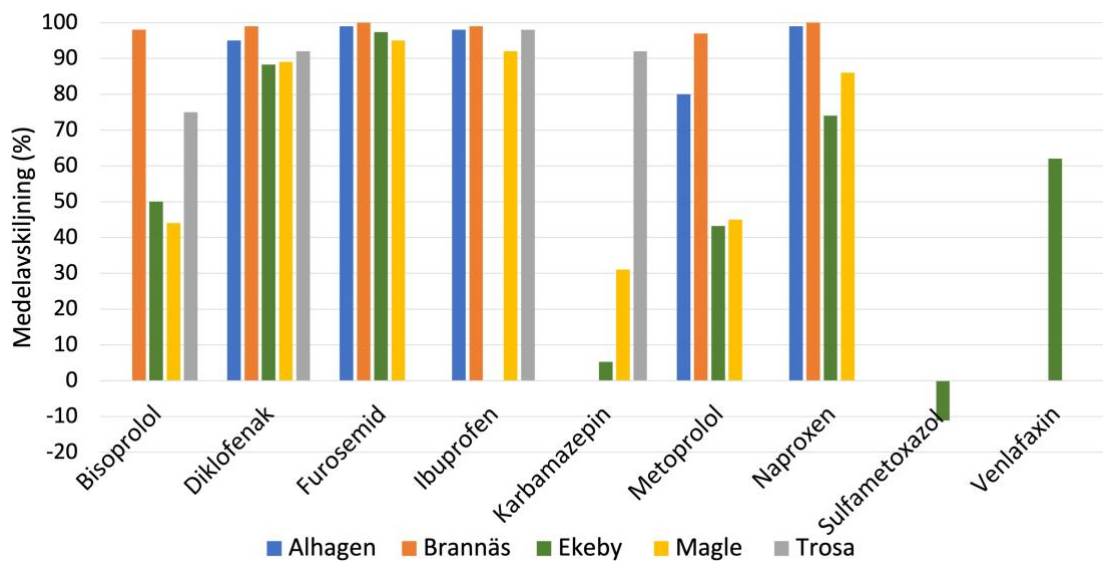
Samtliga årstider för Ekeby är redovisade i egen figur, för att få en bättre anpassad skala (Figur 34). Halter under vår och höst är lika, där ingående halter är något högre än under sommaren. Utgående halter är liksom vintertid strax över 200 ng/l, vilket är högre än sommartid.



Figur 34. Ingående och utgående läkemedelshalter i Ekeby under vinter, vår, sommar och höst. Staplarna visar standardfelet för medelvärdet av de olika substanserna.

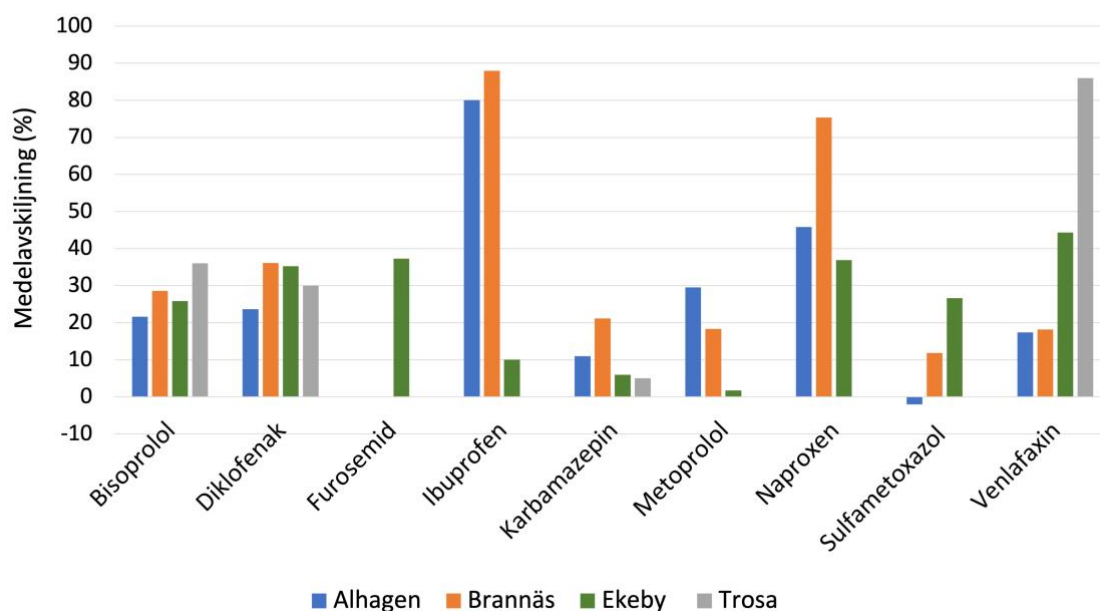
Procentuell medelavskiljning under sommar- och vintertid för läkemedelssubstanserna bisopropol (blodtryckssänkande), diklofenak (antiinflammatorisk), furosemid (urindrivande), ibuprofen (antiinflammatorisk), karbamezepin (antiepilektisk), metoprolol (blodtryckssänkande), naproxen (antiinflammatorisk), sulfametoxazol (antibiotikum) samt venlafaxin (antidepressiv) presenteras nedan (Figur 35 och Figur 36).

Under sommartid har Alhagen, Brannäs och Trosa en högre avskiljning än Ekeby och Magle våtmark. Skillnaderna är särskilt tydliga för substanserna Bisopropol, Karbamezepin och Metoprolol. För Sulfametoxazol sker en ökning sommartid.



Figur 35. Medelavskiljning sommar för nio läkemedelssubstanser

Vintertid är avskiljningen generellt signifikant lägre jämfört med sommartid, med undantag för Ibuprofen, Naproxen och Venlafaxin. Ibuprofen har i Alhagen och Brannäs en avskiljning på mellan 80–90%, och Naproxen mellan 45–75% vintertid. Venlafaxin har bättre avskiljning i Ekeby och Trosa där avskiljningen vintertid är mellan 40–85%.



Figur 36. Medelavskiljning vinter för nio läkemedelssubstanser

#### 4.4 Sammanställning

För en översikt av avskiljningsresultat i medeltal för de studerade våtmarkerna, presenteras i Tabell 9 en sammanställning av resultatet. Resultatet för läkemedel är uppdelat i sommar och vintersäsong, för att ett medelvärde av dessa inte ansågs representativa för hela året med tanke på de data som samlats in. Resultaten för kväve är sammanställt som ett aritmetiskt medelvärde av samtliga våtmarker utom Karö, och fosfor för samtliga våtmarker utom Örsundsbro då avskiljningsresultaten av dessa våtmarker inte bedöms som representativa för reningsfunktionen svenska spillvattenvåtmarker enligt regressionsanalysen.

Tabell 9. Sammanställning av avskiljningsresultat.

	Kväve	Fosfor	Läkemedel
<b>Halt in</b>	20 mg/l	0,27 mg/l	1500 ng/l (sommar), 390 ng/l (vinter)
<b>Halt ut</b>	13 mg/l	0,13 mg/l	500 ng/l (sommar), 315 ng/l (vinter)
<b>Avskiljning</b>	1200 kg/(ha·år), 30%	36 kg/(ha·år), 59%	80% (sommar), 21% (vinter)

## 5 Diskussion

### 5.1 Kväveavskiljning

I medeltal minskade totalkvävehalten i spillvattenvåtmarkerna från 20 mg/l till 13 mg/l, och i medeltal är den totala kväveavskiljningen 1200 kg/(ha·år) motsvarande 30%. Mängdavsckiljningen för respektive våtmark låg mellan 500 och 1600 kg/(ha·år) motsvarande 14 till 64 %, med undantag för Karö våtmark.

Kväveavskiljningen är störst under sommaren för samtliga studerade våtmarker, där det är särskilt tydligt för Ekeby, Brannäs och Magle våtmark. Detta beror på att en högre temperatur ger bättre förhållanden för de kvävereducerande bakterierna, och sambandet mellan temperatur och kväveavskiljning går att utläsa ur Tabell 8. Men om det uteslutande är temperaturen som påverkar är inte säkert, eftersom parametrar som solinstrålning och växtlighet ökar under sommaren. Solinstrålning gynnar både kolgivarna (som alger och växtlighet) och temperatur. Ekeby har en låg växtlighet, därmed kan tänkas att alger spelar en större roll som kolkälla för denitrifikationen i Ekeby. Då alger är i vattenfas försvinner alger snabbare på hösten när temperaturen i vattnet sjunker (Figur 18), jämfört med växter som står kvar i våtmarken även om temperaturen sjunker och fungerar som kolkälla längre in på hösten. Detta kan vara en faktor till att kväveavskiljningen får tydligare säsongsvariationer jämfört med våtmarker med mer växtlighet, som exempelvis Brannäs våtmark som har en något mer jämn avskiljning över året (Figur 15). Magle våtmark har växtlighet och tydlig säsongsvariation (Figur 27). En förklaring till säsongsvariationen skulle här kunna vara att växter skördas under hösten vilket tar bort kolkällan för denitrifikationen, och därmed sjunker kväveavskiljningen betydligt under höst och vinter på liknande sätt som i Ekeby. Samtidigt bidrar en skörd av växtlighet till att mindre organiskt kväve återgår till vattenfasen när växterna dör, men det går inte att svara säkert på hur stor effekt detta har på kväveavskiljningen. Alhagen våtmark har högts avskiljning under maj, för att sedan sjunka under sommaren även om medeltemperaturen är som högst i juli och augusti. Detta innebär att fler andra parametrar påverkar kväveavskiljningen i Alhagen, sådana parametrar skulle kunna vara variationer i belastning och kvävesläpp under sommaren, men frågan bör studeras närmare för att kunna svara på.

Belastningen varierar över året för alla våtmarker, där inkommande både kvävehalter och vattenflödet är högre under vintern. Lägre temperaturer ger en lägre effektivitet i det biologiska reningssteget i verket. Samtidigt, är flödesbelastningen ofta högre under vintern på grund av en högre grundvattenyta vilket gör att mer vatten läcker in i spillvattenledningarna. En högre belastning skulle kunna tänkas ge en högre avskiljning i våtmarken, men eftersom även våtmarkens kväveavskiljning är låg vid kalla temperaturer är kväveavskiljningen trots detta högre under sommaren.

Alhagen och Karö har ammoniumkväve som största andel av inkommande kväve under hela året, vilket gör både nitrifikation och denitrifikation till viktiga processer. Brannäs, Ekeby, Granskär och Magle har över lag låga halter inkommande ammoniumhalter vilket betyder att en stor del av inkommande kväve består av nitrat vilket gör denitrifikation till den huvudsakliga

avskiljningsprocessen för kvävet. Men, även om nitrat är den största kväveformen till våtmarken sker det periodvis större utsläpp av ammonium från reningsverken till våtmarkerna. Dessa toppar av ammonium infaller för samtliga våtmarker under vintersäsong, eftersom reningen i reningsverken då är mindre effektiv på grund av en lägre temperatur vilket missgynnar bakterierna i det biologiska reningssteget. Ekeby och Magle våtmark är konstruerade för denitrifikation och består av vattenfyllda dammar. Detta förklarar varför ammoniumavskiljningen, under vintern när högre halter av ammonium når våtmarken, är låg i dessa våtmarker. Trots detta sker ändå viss nitrifikation under sommaren där ammoniumavskiljningen är högre (Figur 58 och Figur 68 i appendix), vilket bekräftar litteraturen i 2.4.1.

Eftersom mängdavsiljningen för kväve till stor del beror på belastningen, bör våtmarker med liknande belastning jämföras för att se om det finns någon skillnad i avskiljningseffektivitet genom nitrifikation och denitrifikation. Skillnader i denitrifikationskapacitet går att avläsa från den linjära regressionen (Figur 76), eftersom den totala kväveavskiljningen kan antas motsvara avskiljning genom denitrifikation, om kväve avskiljs genom kvävgasbildning och om anammoxprocessen är låg. Av figuren går det att utläsa att Alhagen har en effektivare denitrifikation än övriga i förhållande till sin belastning, och att Brannäs har en något lägre denitrifikationseffektivitet. Förmodligen sker denitrifikationsprocessen huvudsakligen i dammarna, som gynnar syrefria förhållanden, för samtliga våtmarker. Men eftersom inga analyser gjorts över vart i våtmarken denitrifikation sker, går det inte att svara på hur stor del av denitrifikationen som sker i blötlagda områden och därmed går inte hypotesen om detta att bekräftas med denna rapport.

Ytterligare en aspekt gällande denitrifikation, är att regressionslinjen i Figur 76 förmodligen inte följer det linjära sambandet (Tabell 7) för höga belastningar. Efter en viss belastning kan tänkas att sambandet i stället följer en horisontell linje, eftersom det finns en maximal gräns för hur mycket denitrifikation som kan ske i en våtmark. Detta antagande kan dras eftersom denitrifikationsprocessen är begränsad till mängden tillgängligt kol som finns i våtmarken. I denna studie är dock för få våtmarker studerade för att kunna svara på vart denna gräns går.

För nitrifikation kan en säkrare slutsats dras, gällande ifall nitrifikationen är effektivare i torra system. Detta eftersom alla våtmarker inte har torrlagda system. Våtmarker med växelvis torra system är Alhagen, Brannäs och Karö våtmark, och våtmarker som saknar dessa system är Ekeby, Granskär, Magle och Örsundsbro våtmark. Ammoniumhalterna sänks från 4,9 till 3,9 mg/l för Ekeby, 4,8 till 4,8 mg/l för Granskär (det vill säga i genomsnitt sker ingen nitrifikation alls) respektive 5,3 till 4,3 mg/l för Magle våtmark. Detta kan jämföras med Alhagen och Brannäs våtmark som minskar ammoniumhalterna från 18 till 5,0 mg/l respektive 3,0 till 1,0 mg/l vilket tydligt är mer än de blötlagda våtmarkerna (Tabell 6). Hypotesen att nitrifikationen är effektivare i torrlagda system kan bekräftas.

Viss variation mellan olika år finns för samtliga våtmarker, vilket är rimligt med tanke på att parametrar som belastning och temperatur varierar mellan olika år. För vissa våtmarker varierar

den årsvisa avskiljningen mer. Exempelvis har Alhagen våtmark låg avskiljning under sommaren 2012 och 2015 (Figur 37), som dels kan förklaras av lägre ingående halter dessa år, dels av höga utgående halter. Anledningar till detta skulle kunna vara av flera orsaker, men exempelvis skötsel i dammar eller höga dagvattenflöden som förkortat uppehållstiden under en period, mätfel eller låga temperaturer under sommarmånaderna.

Även Granskär har stora variationer mellan olika år, där åren 2020 och 2021 enligt resultatet (Figur 43) har en fördubbling av mängdavsiljning kväve jämfört med åren innan. Vid närmare analys beror delvis dessa stora avskiljningsresultat på höga flöden under juni månad för respektive år, vilket ger en kraftig påverkan på slutresultatet. Granskär har kvävesläpp under 2018 och 2019 där utgående höga kvävehalter sammanfaller med höga flöden (Figur 62 och Figur 63). Kvävesläppen skulle därför kunna förklaras av att de höga flödena forslar bort större mängder organiskt material och därmed även organiskt bundet kväve. När skillnaden mellan inkommande och utgående kvävemängder är låg som det är för Granskär (Figur 61), ger påverkan av enskilda provtagningar större effekt på slutresultatet vilket betyder att osäkerheten blir högre. Detta syns också i månadsavsiljningen för Granskär (Figur 21) som har stora variationer mellan månader, till synes utan något förklarande mönster, samt stora standardfel. För Granskär våtmark går därtill att utläsa små procentuella avskiljningar trots stora mängdavsiljningar, vilket tyder på att den höga mängdavsiljningen snarare beror på en hög belastning än en effektiv rening. Samtidigt visar resultat av den linjära regressionsanalysen (Figur 76) att Granskär följer det linjära samband mellan kväveavsiljning och kvävebelastning, vilket gör att medelvärdet av avskiljningen över alla dataår troligtvis ger en ganska god säkerhet på reningsresultatet även om enskilda år skiljer sig kraftigt från varandra.

Karö utmärker sig från övriga våtmarker (Figur 75) gällande kväveavsiljningen, där resultatet av kväveavsiljningen är mycket hög med tanke på belastningen. För Karö finns osäkerheter kring resultatet, dels genom förenklingar i datasammanställningen där data från 2019 sammanställs i månadsmedelvärden i stället för dygnsmedelvärden då data provtagits vid olika dygn där november och december inte representeras 2019 vilket ökar årsavsiljningen, dels genom en osäkerhet i hur säker stickprovstagningen är i den utgående dammen. Jämfört med Granskär har Karö dock en ganska jämn avskiljning över året, med högre avskiljning under sommaren vilket stämmer överens med övriga studerade våtmarker samt låga standardfel. Undantag är februari månad som har högt standardfel och därmed stora variationer i reningsresultat mellan olika år. De över lag låga standardfelen tyder då på en relativt säker data, vilket gör att den höga kväveavsiljningen snarare skulle kunna bero på andra felkällor så som tillrinning av dagvatten vilket späder ut utgående halter. Med anledning av nämnda osäkerheter tillsammans med ett utstickande resultat enligt regressionsanalysen utesluts Karö från resultatet om kväveavsiljningen (Tabell 9).

Även Örsundsbro har stora variationer i reningsresultat mellan olika år (Figur 49), vilket är väntat med tanke på att det varit känt att våtmarken fungerat dåligt efter en våtmarksrensning och dålig rening i reningsverket. Reningsresultat tycks påverkas starkt av när höga halter

infaller med höga vattenflöden. Data från 2018 visar på detta, då mängbelastningen var hög. Data från 2019 visar att kvävesläpp skedde till följd av hög flödesbelastning som för bort stora mängder organiskt kväve (Figur 72, Figur 73 och Figur 74). Standardfelen för den månadsvisa kväveavskiljningen är hög, på grund av de stora årsvisa variationerna. Nettoutsläpp av kväve sker oftast under vintertid (Figur 30).

Anammox bidrar troligtvis också till kväveavskiljning i spillvattenvåtmarker, tillsammans med nitrifikation och denitrifikation. Anammox gynnas av höga ammoniumhalter och låga syrehalter, vilket tyder på att detta skulle kunna vara en möjlig process som sker i Alhagen och Karö vars inkommande totalkväve till stor del består av ammoniumkväve. Båda dessa våtmarker har även djupare dammar, Alhagens uppsamlingsdammar samt naturnära våtmark och uppsamlingsdammen i Karö. Dock passerar spillvattnet växelvisa system före det når dessa djupare dammar i de båda våtmarkerna, där mycket av ammoniumkvävet förmodligen avskiljs genom nitrifikation. Men denna studie visar dock inte vart i våtmarken ammonium, nitrit respektive nitrat avskiljs. För att svara på hur stor del anammox har i kväveavskiljningen i våtmarker behövs därför mer studier.

## 5.2 Fosforavskiljning

Fosforhalten minskade i våtmarkerna i medeltal från 0,27 mg/l till 0,13 mg/l, i medeltal sker en mängdavsiljning av 36 kg/(ha·år) motsvarande 59% (Tabell 9). Mängdavsiljningen för respektive våtmark låg mellan 14 och 68 kg/(ha·år) motsvarande 44 till 85 %, med undantag för Örsundsbro våtmark.

För fosfor är årstidsvariationerna inte lika tydliga som för kväve, vilket förmodligen beror på att fosforavskiljningen inte är beroende av mikroorganismers aktivitet och därmed inte lika temperaturberoende. Men, det finns viss årstidsvariation för fosfor, där fosforavskiljningen ofta är lägre under sommaren, och som högst under sen höst och tidig vår. Tydliga exempel på denna trend finns för Alhagen (Figur 13), Ekeby (Figur 20), Granskär (Figur 23) och Magle (Figur 29). Det är osäkert vad detta beror på, men några faktorer skulle kunna vara variationer i belastning och fosforsläpp under sommaren. Fosforsläpp under sommarmånader skulle kunna förklaras av algutväxt som ger utsläpp av organiskt bunden fosfor. För Granskär våtmark infaller fosforsläppen under vintern. Granskär har mycket växtlighet jämfört med våtmarker som Ekeby, vilket gör att algutväxten förmodligen inte är lika stor i Granskär då algerna konkurrerar med växterna om näringsämnen. Fosforsläppen skulle här kunna förklaras av höga flöden som rör upp sedimenten. Magle har höga både inkommande och utgående mängder under juli månad på grund av höga flöden (Figur 71).

Fosforsläppen sker för både våtmarker med aluminumbaserad fällningskemikalie (Alhagen och Granskär) och järnbaserad (Brannäs, Ekeby och Örsundsbro). Det är därför svårt att svara på hur stor påverkan fällningskemikalien har för risk av släpp, då även andra faktorer som höga flöden och höga halter av utgående organiskt material också kan ge fosforsläpp. Däremot går det att konstatera att våtmarkerna klarar av att hålla fosforhalterna på låga nivåer även om

fosforsläpp sker i reningsverket vilket kraftigt ökar belastningen till våtmarken under kortare perioder. För våtmarker som har stabila utgående fosforhalter, som Alhagen, Brannäs och Karö ligger utgående fosforhalter som lägst och relativt stabilt på omkring 0,05 mg/l i alla tre våtmarker. Ekeby, Granskär och Magle har inte lika stabila utgående halter, och kommer inte heller ner till lika låga halter. Dessa resultat bekräftar hypotesen att tycks finnas en nedre gräns för utgående fosforhalt, på grund av den naturliga balans som finns mellan fosfatfosfor och fosfor bundet till växtlighet. Det går även att konstatera att utgående fosforhalter är både lägre och mer stabila för våtmarker med torra delar inledande delar som finns i Alhagen, Brannäs och Karö våtmark med sina växelvisa system som torrlägger och syresätter sina inledande dammar. Av resultaten för Ekeby och Magle våtmark ges att andelen fosfatfosfor i medeltal är 42 respektive 68% (medelvärde 55%) vilket ger en inkommande halt av partikelfosfor på i medelvärde 45 %. Detta är något lägre än hypotesen om att den största delen av inkommande totalfosfor är partikelfosfor. Dock baseras resultatet endast på två våtmarker på grund av data som erhållits, för ett säkrare resultat bör fosfatfosforhalten i fler våtmarker undersökas. För vidare studier bör även sedimentprovtagningar i våtmarker göras, för att svara på hur stor del av inkommande partikelfosfor som fastläggs i sedimenten. Detta går inte att svara på genom denna studie, eftersom det endast av inkommande och utgående halter inte går att säkerställa hur stor del av utgående fosfatfosfor som även var fosfatfosfor vid inloppet och hur mycket som har frigivits från sediment.

En våtmark som skiljer sig från övriga våtmarkers fosforavskiljning är Örsundsbro våtmark, som under en period tagit emot stora mängder fosfor och inte når en effektiv fosforrening (Figur 77). Av denna anledning bedöms Örsundsbro våtmark inte representera en fungerande spillvattenvåtmark och utesluts därför från resultatet om fosforavskiljning (Tabell 9). Liksom för kväve har Örsundsbro stora årsvisa variationer för fosfor. Den högre avskiljningen 2018 beror på höga inkommande halter, och den dåliga reningen 2019 som ger utsläpp av fosfor beror på höga utgående halter i kombination med höga flöden under vintersäsongen (Figur 31).

### 5.3 Läkemedelsavskiljning

Det är stora skillnader i inkommande läkemedelshalter till våtmarkerna, vilket dels skulle kunna förklaras av skillnader i anslutna pe, dels av variationer i utspädning av dagvatten från inläckage till spillvattenledningarna. En ytterligare förklaring är variation i osäkerheter från datainsamlingen, där Ekeby med flest provtagningar sommardag och därmed representeras av flera olika typer av läkemedelssubstanser har lägst osäkerheter medan Trosa som har färre provtagningar har stora osäkerheter sommardag (Figur 33). Frågan är då om läkemedelshalterna, framför allt sommardag, är överskattade på grund av få provtagningar? Slutsatsen av det är att fler provtagningar av läkemedelsrester i spillvattenvåtmarker bör göras för ett säkrare resultat.

Samtidigt är det stora variationer mellan olika årstider, där inkommande halter sommardag är högre (i medeltal 1500 ng/l) än vintertid (i medeltal 500 ng/l) samtidigt som avskiljningen sommardag är signifikant högre än under vintern (80% jämfört med 21%) (Tabell 9). Vår och höst ger lika resultat på avskiljning, vilket kan tänkas bero på en liknande medeltemperatur och



solinstrålning. Avskiljningseffektiviteten är högre under vår och höst än under vintern, men lägre än under sommaren (Figur 34). Även här kan de stora variationer i inkommande halter mellan årstider bero på utspädning, då läckage till spillvattenledningarna är högre vintertid med högre grundvattennivåer. Störst avskiljningseffektivitet under sommaren och lägst under vintern kan förklaras av att avskiljningen gynnas av högre temperatur som gynnar både den mikrobiella aktiviteten och därmed mikrobiell nedbrytning, fotonedbrytning genom ökad solinstrålning, samt nedbrytning genom växtupptag.

Med undantag för en datakälla beräknas samtliga källors avskiljningar som procentuell haltavskiljning, det vill säga ingen hänsyn till flödet tas. Randefelt (2019) beräknar procentuell mängdavskiljning (sommartid). Med bakgrund till detta går ingen slutsats kring huruvida mängdbelastningen varierar över året och därmed hur denna påverkar en årsvariation i avskiljning. Men det kan tänkas att mängdavskiljningen är relativt jämn över året eftersom inkommande halter är högst sommartid samtidigt som inkommande flöde är högst vintertid.

Brannäs, Alhagen och Trosa våtmark har en högre avskiljning än Ekeby och Magle våtmark. Gemensamt för våtmarkerna med högre avskiljning är att de inkluderar växelvis torrlagda system och översilningsytor. En förklaring till den högre avskiljningen skulle därför kunna vara att torrlagda våtmarker gynnar läkemedelsavskiljning genom bättre förutsättningar för sorption till bottenmaterial samt mikrobiell nedbrytning genom syresättning. Dock finns det fler möjliga förklaringar, som att lägre flödesbelastning ger högre nedbrytning på grund av en högre uppehållstid i våtmarken. Även att våtmarker med lägre inkommande halter får en lägre avskiljning då belastningen troligtvis har en påverkan på avskiljningen, vilket kan förklara Ekeby våtmarks i jämförelsevis låga avskiljningsgrad.

Läkemedel med god avskiljning sommartid var Diklofenak, Furosemid, Ibuprofen och Naproxen. Tre av dessa läkemedel är antiinflammatoriska substanser. Bisoprolol och Metoprolol (blodtryckssänkande) har i genomsnitt för alla våtmarker en lägre avskiljningsgrad, vilket gör att skillnader i nedbrytningsgrad mellan olika typer av läkemedelssubstanser kan vara en möjlig förklaring. Substansernas kemiska uppbyggnad påverkar effekter av olika nedbrytningsprocesser, men fler studier krävs för att kunna svara på hur substansernas egenskaper påverkar nedbrytningen.

Vintertid avskiljs läkemedelssubstanserna Ibuprofen, Naproxen och Venlafaxin i högre grad än de övriga sex substanserna (figur 57). Detta skulle kunna förklaras av att dessa läkemedel är mer lättnedbrytbara än övriga, men även detta är osäkert. Sulfametoxazol och Karbamazepin, med undantag för Trosa våtmark, har en låg avskiljning. Sulfametoxazol har till och med en ökning av halter från våtmarken, som skulle kunna bero på att inkommande och utgående halter var mycket låga vilket ökar risken för osäkerheter i provtagningsresultatet. Generellt har få provtagningsresultat erhållits för antibiotikum (som exempelvis Sulfametoxazol) vilket gör det svårt att dra några slutsatser om denna läkemedelsgrupp.

En viktig aspekt att ta hänsyn till, och som inte har studerats i denna rapport, är möjliga biprodukter som skulle kunna bildas i nedbrytningen av läkemedelssubstanser. Det vill säga, kemiska ämnen som bildas vid nedbrytningen av en substans och som i sig skulle kunna vara skadligare på det akvatiska ekosystemet än ursprungssubstansen.

## 5.4 Osäkerhetsanalys

För att bedöma osäkerheten på resultatet beräknades standardfel för avskiljningen per månad, där höga standardfel tyder på en större osäkerhet i datasammanställningen och vice versa. Även standardfel som varierar mycket mellan olika månader tyder på större osäkerheter jämfört med ett jämnt och lågt värde. Våtmarker med data från fler år tenderar att få ett jämnare värde på standardfelet. Våtmarker med låga och jämna standardfel är Alhagen, Brannäs, Ekeby och Magle våtmark. För Brannäs och Magle våtmark är standardfelen något varierande för fosforavskiljningen. Detta kan förklaras av släpp från reningsverk, det vill säga korta perioder av sämre rening, och höga flöden vissa år. Därmed bedöms resultaten av Alhagen, Brannäs, Ekeby och Magle våtmark ha en låg osäkerhet. Större osäkerheter finns för Granskär, Karö och Örsundsbro våtmark. Dock skiljer sig osäkerheterna mellan kväve och fosfor, där Granskär och Örsundsbro har stora osäkerheter för kväve men lägre för fosfor. Karö våtmark har större osäkerheter för fosfor men lägre för kväve. En annan aspekt är att Örsundsbro följer den linjära approximationen för kväve men inte för fosfor. Liknande gäller för Karö, som följer det linjära sambandet för fosfor men ej för kväve (Tabell 7). Detta kan förklaras av att kväve och fosfor har olika avskiljningsprocesser, där en våtmark som har en god rening av kväve inte nödvändigtvis har en god rening av fosfor och vice versa. Eftersom fosforavskiljningen för Karö våtmark följer det linjära sambandet i Figur 78, kan provtagningen betraktas som säker. Den avvikande kväveavskiljningen diskuteras i 5.1. Eftersom Granskär (för fosfor och kväve), Karö (fosfor) och Örsundsbro (kväve) följer det linjära sambandet kan en slutsats dras att om stora osäkerheter finns över tid för våtmarken, kan medelvärdet över flera år betraktas som relativt god bild av avskiljningen i medeltal för våtmarken.

Ett annat tecken på osäkerheter är att för några tillfällen för våtmarkerna Alhagen under 2012 och Karö 2018 och 2019 (Figur 52 och Figur 65) överstiger inkommande ammoniumhalter de totala kvävehalterna. Detta är i verkligheten omöjligt och beror därför på felkällor i datasammanställningen.

## 5.5 Jämförelse med andra studier

### 5.5.1 Inom Sverige

Våtmarker som studeras i både denna rapport och Flyckt (2010) med avseende på kväve och fosfor är Alhagen, Ekeby, Brannäs, Magle samt Örsundsbro våtmark. Genom jämförelse av resultatet från Flyckt (2010) (Tabell 1) med resultatet från denna rapport (Tabell 6), kan till att börja med påpekas att olika värden på area har använts för Alhagen, Ekeby, Magle samt Örsundsbro våtmark. Flyckt (2010) använder 28 ha för Alhagen, 28 ha för Ekeby, 20 ha för Magle samt 0,8 ha för Örsundsbro medan ytareorna i denna rapport är 22 ha för Alhagen, 27 ha

för Ekeby, 21 ha för Magle samt 0,7 ha för Örsundsbro. Resultat per ytenhet blir därför något högre i denna rapport för Alhagen, Ekeby och Örsundsbro, särskilt för Alhagen där skillnaden är störst, samt något lägre för Magle våtmark. Vidare kan ses att ytbelastningen för samtliga våtmarker är ungefär lika stora i denna rapport och i Flyckt (2010), vilket kan utesluta att stora skillnader i resultatet beror på en förändring i ytbelastning.

En viktig aspekt är att Flyckt (2010) har studerat våtmarker från 1990-tal fram till 2009, medan denna rapport har studerat våtmarker under åren från omkring 2010 till idag (med undantag för Granskär, Karö och Örsundsbro våtmark där datainsamlingen börjar senare). Av denna anledning är inte jämförelsen med Flyckt (2010) endast en jämförelse i hur säkert resultatet ser ut att vara, utan också en analys av hur våtmarkernas avskiljningseffektivitet har förändrats över tid. Skillnader i resultat kan även bero på skillnader i metodik, där Flyckt (2010) använt sig av mer data från stickprover medan fler flödesproportionella prover använts i denna rapport på grund av en förändring i provtagning hos reningsverken. Därtill har Flyckt (2010) haft mer månadsvisa flödesdata, medan denna rapport nästan uteslutande använt dygns- samt veckoflöden, vilket gjort att beräkningsmetodiken skiljer sig åt. Några år av resultaten i Flyckt (2010) och denna rapport överlappar. Detta gäller kväve och fosforavskiljning för Ekeby 2008 och 2009 samt Magle 2007 och 2009. Med undantag för kväveavskiljning i Magle stämmer resultaten mycket väl överens. Kväveavskiljningen i Magle är lägre i denna rapport jämfört med i Flyckt (2010), och en förklaring till detta kan vara att olika metodiker använts. För Magle beräknas i Flyckt (2010) flödesviktad mängdavsiljning per månad, medan i denna rapport beräknas flödesviktad mängdavsiljning per dygn. De dygnsbaserade beräkningarna bör ge ett säkrare resultat, då kväveavskiljningen förmodligen beror mer av vattenflödet än fosforavskiljningen vilket förklarar varför fosfor stämmer bättre överens.

Kvävebelastning har över tid minskat då den är något högre för Alhagen, Brannäs, Ekeby och Magle våtmark i Flyckt (2010) jämfört med i denna rapport. Detta kan dels förklaras av en förbättrad rening i reningsverken, dels av olika värden på ytarean för Ekeby och Alhagen. Örsundsbro har en lägre belastning i Flyckt (2010) (6800 jämfört med 9400 kg/(ha·år)), vilket är rimligt med tanke på den försämrade reningen i reningsverket sedan 2010. Kväveavskiljningen är samma för Ekeby (1600 kg/(ha·år)), vilket tyder på en ökad procentuell rening eftersom belastningen har minskat. I övrigt har avskiljningen minskat för resterande nämnda våtmarker, vilket tyder på en relativt jämn procentuell avskiljning för Alhagen, Brannäs och Magle samt en försämrad rening i Örsundsbro.

Resultatet av Flyckts samtliga sju studerade våtmarker är en kväveavskiljning på en genomsnittlig totalkvävereducering på (avrundat) 1200 kg/(ha·år) motsvarande 30%. Detta stämmer helt överens med resultatet av kväveavskiljning i denna rapport (1200 kg/(ha·år) motsvarande 30%). Även utgående halter av totalkväve överensstämmer (13 mg/l). Eftersom det finns stora variationer mellan olika våtmarker och inte precis samma våtmarker har använts i denna och Flyckts studie, är detta inte någon säkerställning av resultatet. Däremot kan en slutsats dras att över lag så fungerar svenska spillvattenvåtmarker lika bra nu som då.

Magle och Ekeby våtmark har liknande värden på fosforbelastningen i Flyckt (2010) och i denna rapport. För Ekeby är även avskiljningen lik vilket visar på en mycket jämn belastning och avskiljning över tid. Magle däremot har en bättre avskiljning enligt denna rapport (21 jämfört med 10 kg/(ha·år)), vilket kan både bero på en förbättrad rening i våtmarken och på enskilda år med dålig rening innan 2010. Ett sådant år är 2002 som gav utsläpp av fosfor på grund av översvämningar (Flyckt, 2010). Alhagen har både högre belastning och avskiljning här jämfört med Flyckt (2010) vilket återigen förmodligen är en effekt av en lägre area som använts i beräkningarna. Brannäs har en lägre belastning i denna rapport (19 jämfört med 30 kg/(ha·år)) och även en lägre avskiljning (14 jämfört med 21 kg/(ha·år)), vilket gör att den lägre avskiljningen förmodligen beror på en lägre belastning. En förklaring till den lägre belastningen är en stabilare fosforrening i verket, eftersom ingående fosforhalter under de allra flesta år hålls under 0,5 mg/l efter 2010, medan innan 2010 var det vanligare med variationer upp till 1 mg/l (Flyckt, 2010). Örsundsbro har en kraftigt ökad belastning och samtidigt en minskad avskiljning. Detta är väntat då Örsundsbro våtmark har haft problem med sin rening av särskilt fosfor, och en hög belastning från verket till följd av dålig rening där.

Flyckts resultat för fosforavskiljning visade på en genomsnittlig totalfosforreducering på 46 kg/(ha·år) motsvarande 66%, med en utgående fosforhalt på i medeltal 0,11 mg/l. Resultaten av denna rapport visar en fosforavskiljning på i medeltal 36 kg/(ha·år) motsvarande 59%, med en utgående halt i medeltal på 0,13 mg/l. Denna jämförelse visar att i denna rapport ger resultat en lägre fosforavskiljning än Flyckt (2010), vilket till största del förmodligen kan förklaras av en minskad belastning från reningsverken.

En ytterligare aspekt vid jämförelse av studierna är att både Flyckt (2010) och denna rapport visar på ett högre samband mellan fosforavskiljning och belastning, än kväveavskiljning och belastning. Detta tyder på en säkerhet i att kväveavskiljningen påverkas mer av andra parametrar.

### **5.5.2 Globalt**

I en systematisk litteraturundersökning gjord av Land m.fl. (2016) undersökts hur effektiva spillvattenvåtmarker, och även andra typer av våtmarker, är för fosfor och kvävereduktion. Resultatet i studien baseras på 203 våtmarker över hela världen, men de flesta är belägna i Europa däribland Sverige samt Nordamerika. Av de våtmarker som tar emot biologiskt förbehandlat avloppsvatten ger studien ett resultat av en totalkvävereduktion med median 49% och ett 95%-konfidensintervall mellan 38–59%, och en totalfosforreduktion med median 68% och ett 95%-konfidensintervall mellan 43–82%. Avskiljningseffektiviteten av totalkväve var signifikant korrelerad med ytbelastning och temperatur, medan avskiljningseffektiviteten av totalfosfor var signifikant korrelerad med ingående fosforkoncentration, ytbelastning, temperatur och area. Vid jämförelse är kvävereduktionen lägre i resultaten i denna rapport (30%) medan fosforreduktionen stämmer mer överens (59%). Anledningar till skillnaden i framför allt procentuell kvävereduktion kan vara flera saker, exempelvis skillnader i belastning.

Även temperaturskillnader har förmodligen en betydande påverkan, där årsmedeltemperatur är bland de lägre jämfört med platser i Nordamerika och på andra håll i Europa.

I subtropiska klimat är avskiljningseffektiviteten större än i Sverige. I en studie av Nandakumar m.fl. (2019) undersöktes fosfor och kväveavskiljning i spillvattenvåtmarker med *Brachiariagräs*. Resultaten visade på en fosforavskiljning på 55% vintertid och 86% sommartid. Kväveavskiljningen varierade mellan 76% och 85%. En anledning till säsongsvariationerna var enligt Nandakumar m.fl. (2019) variation i belastning, vilket också kan ses av denna rapport. I studien dras slutsatsen att den största delen av fosfatfosfor tas upp av gräset i våtmarken, då *Brachiariagräs* som är väl anpassat till subtropiska klimat kan absorbera höga koncentrationer fosfatfosfor, och efter skörd har ett användningsområde som foder till boskap på grund av sitt höga näringsinnehåll. Av denna jämförelse kan slutsatsen återigen dras att hög temperatur ökar kväveavskiljning på grund av högre biologisk aktivitet, men det tycks enligt denna studie också vara så att fosforavskiljningen är effektivare i varmare klimat på grund av ett större upptag i växtlighet.

Gällande avskiljning av läkemedel i spillvattenvåtmarker finns en studie av Vymazal m.fl. (2017) som undersökt avskiljningen av 31 läkemedelssubstanser i fyra spillvattenvåtmarker i Tjeckien. Resultatet visade på en stor spridning i avskiljningseffektivitet mellan olika substanser, där högst avskiljning gavs av Paracetamol (91%), Koffein (84%) och Furosemid (75%). I denna studie sker i medeltal en ökning av paracetamol (-13%) vintertid och ingen avskiljning (0%) sommartid, dock sammanställs detta resultat från endast två stickprover vilket ger en hög osäkerhet. För Furosemid sker i medeltal 98% avskiljning sommartid och 37% vintertid, vilket liksom studien av Vymazal m.fl. (2017) är en hög avskiljning. Hijosa-Valsero m.fl. (2010) undersöker läkemedelsavskiljning i sju spillvåtmarker under en nio-månaders period i Spanien, och finner även där stor variation mellan olika substanser och även mellan olika årstider, liksom det finns i denna rapport.

## 5.6 Felkällor

Det finns flera felkällor till resultaten. I datasammanställningen har förenklingar gjorts, där avskiljningen per dygn som ett månadsmedelvärde beräknats som skillnaden av medelvärdet av inkommande mängd och medelvärdet av utgående mängd per månad, för att ta hänsyn till uppehållstiden i våtmarken. En säkrare metod hade varit att utgå från den effektiva volymen, det vill säga den volym i våtmarken som utnyttjas av vattnet, och flödet för att beräkna uppehållstiden. Resultatet bör dock jämnas ut sig över de långa tidsperioder som analyserats, eftersom omblandningen i våtmarkerna är stor och felet till följd av att inte samma vatten mäts bör vara normalfördelade.

En annan förenkling, är att beräkna avskiljningen utifrån enstaka provtagningsdagar. Med stickproven kommer man att missa enskilda dagar som avviker från det normala eller träffa en sådan dag vilket ger en osäkerhet när enskilda provtillfällen extrapoleras. Genom att beräkna medelvärden över längre tid minskar osäkerheterna till följd av enskilda provtillfällen. Ett

säkrare resultat för att beräkna månads och årsavskiljning hade varit om data från provtagningar varje dag hade använts. Detta är dock resurskrävande för reningsverken. Däremot mäts flöde kontinuerligt för flera av våtmarkerna. Genom att interpolera halten mellan provdagarna skulle mängder kunna beräknas med flödet och ett mer säkert resultat skulle uppnås.

Problemen med stickprovstagningar och uppehållstider blir extra påtaglig om proverna sker i samband med ett intensivt regn som ger sämre rening i reningsverket och belastar våtmarken mer. Men eftersom det tar ett tag för vattnet att passera våtmarken missas de högre halterna i provtagningen vid utloppet. Men problemet går åt bägge håll och en annan gång visar en tidigare episod av hög belastningen på våtmarken sig i provet från utloppet från våtmarken medan reningsverket har återgått till normala värden. Över tid bör detta fel jämnas ut sig men kan ge stora felkällor för enskilda månader och år.

Nämnda förenklingar i datasammanställningarna gör att våtmarker med få år av tillhandahållna provtagningsdata, alternativt en liten skillnad mellan ingående och utgående mängder från våtmarken, får stora skillnader på slutresultatet av enskilda datapunkter. Detta gäller framför allt Granskär, Karö och Örsundsbro våtmark. För samtliga våtmarker finns därtill felkällor baserat på provtagningsfel, där på grund av den stora datamängd som resultaten baserat på inte varit möjligt att få information om osäkerheter i enstaka provtagningar då provtagningen sträcker sig flera år tillbaka i tiden. Med undantag för en datapunkt i Brannäs, på grund av särskild vaksamhet gällande stickprover, har samtliga provtagningar tagits med i datasammanställningen. Med stor sannolikhet finns det här datapunkter inkluderat som provtagits felaktigt eller provtagits under förhållanden som exempelvis driftproblem eller skötsel som under en kort period stört reningen, och därför inte är helt representativa för reningen i våtmarken. Dock bedöms denna felkälla ha en liten påverkan över lång tid. En annan eventuell felkälla är mätning av arean. Denna bör vara närmare verkligheten än litteraturvärden, då den mättes utifrån flygbilder och hänsyn togs till öar och andra outnyttjade område för vattenreningen. Dock gjordes vissa approximationer där det var svårt att urskilja våtmarkens aktiva yta, exempelvis för Vassträsk där den aktiva ytan uppskattades till 1/3-del.

För några våtmarker saknas utgående flödesdata under längre eller kortare perioder där då inflöde sätts som utflöde. Detta gäller samtliga år för Ekeby, Karö och Örsundsbro samt perioder för Alhagen och Brannäs (2013–2016 respektive 2010–2020). Tillskottsvatten till Ekeby och Örsundsbro är låg och bör därför vara en god uppskattning i dessa fall. För Karö är det mer osäkert, då våtmarken har ett avrinningsområde som skulle kunna påverka vilket ger en felkälla för resultaten av Karö våtmark. Även nämnda perioder för Alhagen och Brannäs ger upphov till felkälla, då det finns en tillrinning av dagvatten till dessa våtmarker. Vid jämförelse av ingående och utgående halter måste hänsyn tas till att flödet inte tas med i beräkningarna, och utgående halter kan därför bli missvisande för reningen, då vattnet i våtmarken kan ha spätt ut av dagvatten.

För läkemedelsavskiljningen finns felkällor främst kopplat till att resultatet baserats på ett fåtal datakällor eftersom inte så många studier hittills har gjort på läkemedelsavskiljning i svenska

spillvattenvåtmarker. Därav blir felkällor som fel i provtagning, felberäkning samt förenklingar större för läkemedelssammanställningen. Till skillnad från kväve och fosfor, så beräknas för läkemedel ett medelvärde på den procentuella avskiljningen eftersom denna data erhållits från datainsamlingen. Särskild försiktighet behöver tas vid medelvärdesberäkningar av procentuella resultat, eftersom små variationer i inkommande och utgående halter kan ge stora procentuella avskiljningsresultat. Ett exempel på detta är när halterna varit mycket låga, och därav ges en stor procentuell avskiljning, men detta kanske snarare beror på en svårighet att ta ett säkert prov på halter som ligger nära noll. Av denna anledning har datapunkter som kraftigt skiljer sig från övriga (outliers) tagits bort. Men det finns en risk och därmed även en felkälla att bedömningen av vilka värden som är outliers är felaktig, och som påverkar resultatet.

## 5.7 Slutsats

I en fungerande spillvattenvåtmark kan en kväveavskiljning på i medeltal mellan 500 kg/(ha·år) och 1600 kg/(ha·år) väntas, motsvarande mellan 14 och 64 %. I medeltal har kvävehalterna minskat från 20 till 13 mg/l. En förväntad fosforavskiljning är i medeltal mellan 14 kg/(ha·år) och 68 kg/(ha·år), motsvarande mellan 44 och 85 %. I medeltal har fosforhalterna minskat från 0,27 till 0,13 mg/l.

Viktigt att ha i åtanke med detta resultat är att utgående kvävehalter har stora variationer mellan olika våtmarker på grund av variationer i belastning, vilket gör att mängdavskiljningen är mer relevant att titta på för kväve jämfört med skillnader i ingående och utgående halter. För fosfor är haltredovisning mer intressant, eftersom resultatet visar på en relativt jämn utgående halt oavsett belastning, vilket därför gör att mängdavskiljningen av fosfor till stor del beror på mängdbelastningen.

Avskiljningen beror till stor del på mängdbelastning för både kväve och fosfor, där en ökad belastning ger en högre avskiljning. Därav finns det stora variationer mellan olika våtmarker. Korrelationen mellan avskiljning och belastning är högre för fosfor än för kväve, vilket tyder på att kväve påverkas mer av andra parametrar. En parameter som tydligt påverkar kväveavskiljningen är temperatur samt tillgång till organiskt substrat då avskiljningen är signifikant effektivare sommartid på grund av de biologiska processer som styr. Den högre avskiljningen sommartid kan även bero på en ökad växtlighet som skapar ytor för biofilm samt fungerar som kolkälla för denitrifikation. En slutsats är också att nitrifikation gynnas av torrlagda system.

Fosfor är inte temperaturberoende på samma sätt som kväve. Däremot gynnas fosforavskiljningen i hög grad om släpp undviks, då fosfor till största del avskiljs genom sedimentation. Släpp av både fosfor och kväve kan uppstå vid tillfällena av höga flöden som ger upphov till släpp av organiskt material och omrörning av sedimenten. Därmed gynnas avskiljningen av en jämn belastning. Även växtlighet tycks ge lägre släpp då våtmarker med låg växtlighet i stället tar upp fosfatfosfor via alger som sedan går ut som organiskt material i vattenfas. Även uppehållstid och en därmed en god spridning av vattnet i våtmarken gynnar

avskiljningen av både kväve och fosfor. En slutsats som kan dras gällande fosforavskiljningen är också att, baserat på de våtmarker som undersökts, håller torra system fosfor stabilare än blötlagda system. Inget samband mellan typ av fällningskemikalie och risk för fosforläpp kunde påvisas.

Av de undersökta läkemedlen i våtmarkerna är avskiljningen i medeltal 80% sommartid och 21% vintertid, där utgående halter sommartid går ner till i medeltal 500 ng/l och vintertid 315 ng/l. Läkemedelsavskiljningen påverkas till stor del av inkommande halter, som är störst på sommaren. Även temperatur, solinstrålning och växtlighet påverkar då avskiljningen är signifikant högre sommartid. Vilken av dessa parametrar som har störst påverkan kräver ytterligare studier. Andra parametrar som uppehållstid och torrlagda system tycks öka avskiljningen men även här krävs fler studier. Läkemedelssubstanser med hög avskiljning visade sig vara Diklofenak, Furosemid, Ibuprofen och Naproxen medan Bisoprolol, Metoprolol, Sulfametoxazol och Karbamazepin hade en lägre avskiljningsgrad.

En viktig aspekt att ta hänsyn till vid analys av rening i spillvattenvåtmarker är skillnaden mellan haltreduktion och mängdreduktion, dels då våtmark kan ha en hög mängdreduktion till följd av en hög belastning men ändå inte klara uppsatta gränsvärden för utgående halter om reningen är låg. Dels kan en våtmark ha en hög haltreduktion och klara gränsvärden, men det betyder inte att avskiljningseffektiviteten är hög och att våtmarken avskiljer stora mängder per hektar. En annan aspekt är att med anledning av att stora variationer kan uppstå mellan olika år för samma våtmark, är vikten av att analysera provtagningsdata över en lång tidsperiod viktigt för ett säkert resultat. Slutligen kan det konstateras att det är viktigt att planera sin våtmark utifrån en processidé om vad man vill att våtmarken ska åstadkomma.

För vidare studier bör flera parametrar analyseras noggrannare, som uppehållstid, pH, solinstrålning, skötsel, temperatur och effekt av växtlighet för att kunna se vad som påverkar avskiljningen och vilken av parametrarna som har störst påverkan på avskiljningen då denna studie gör en generell uppskattning av hur dessa parametrar varierar mellan olika våtmarker och över året. Större hänsyn bör även tas till flödet, som det i denna studie saknades data på för perioder för flera av våtmarkerna. Särskilt för läkemedel, där majoriteten av de insamlade data inte innehåller flödesmätningar.

Fler förslag på ytterligare studier för att öka förståelsen kring de processer som sker i spillvattenvåtmarker är

- Hur stor påverkan har anammox på kväveavskiljningen i våtmarker?
- Hur stor fastläggning av partikelfosfor sker i en våtmark?
- Hur varierar läkemedelsavskiljningen över året, baserat på kontinuerliga provtagningar under en längre period?
- Vad påverkar variationen i avskiljningseffektiviteten mellan olika läkemedelssubstanser?



## 6 Referenser

- Ali, M., & Okabe, S. (2015). Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere*, *141*, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.094>
- Andersson, J., & Kallner, S. (2002). *De fyra stora—En jämförelse av reningsresultat i svenska våtmarker för avloppsvattenrening*. Svenskt Vatten AB.
- Baresel, C., Palm Cousins, A., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., & Söhr, S. (2015). *Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants*. IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://www.hammarbysjostadsverk.se/download/18.15a855cb14c38029e641382/1430315031950/B2226.pdf>
- Bastviken, S. (2006). *Nitrogen removal in treatment wetlands—Factors influencing spatial and temporal variations* [Doktorsavhandling]. Linköpings universitet.
- Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M., & Klaminder, J. (2013). Dilute Concentrations of a Psychiatric Drug Alter Behavior of Fish from Natural Populations. *Science*, *339*(6121), 814–815. <https://doi.org/10.1126/science.1226850>
- Brodin, T., Piovano, S., Fick, J., Klaminder, J., Heynen, M., & Jonsson, M. (2014). *Ecological effects of pharmaceuticals in aquatic systems—Impacts through behavioural alterations*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4213591/>
- Byström, Y., Forkman, T., & Riddarstolpe, P. (2017). *Skötselplan Oxelösunds våtmark*. WRS Uppsala AB.
- Carlsen, I.-M. (2015). *Efterpolering med våtmark—Hur kan det användas vid Haga reningsverk?* [Examensarbete]. Mälardalens högskola.
- Chandel, H., Shyam, K., Kumar, N., Sharma, G., Yadav, M., Murugesan, S., Thakur, S., & Saxena, G. (2022). Chapter 2 - Anaerobic ammonium oxidation (anammox) technology for nitrogen removal from wastewater: Recent advances and challenges. I V. Kumar & M. Kumar (Red.), *Integrated Environmental Technologies for Wastewater Treatment and Sustainable Development* (s. 23–48). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91180-1.00009-0>
- Conkle, J. L., Lattao, C., White, J. R., & Cook, R. L. (2010). Competitive sorption and desorption behavior for three fluoroquinolone antibiotics in a wastewater treatment wetland soil. *Chemosphere*, *80*(11), 1353–1359. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.012>
- Cooper, P. F., & Findlater, B. C. (1990). *Constructed wetlands in water pollution control*. Pergamon Press.
- Davidsson, T. (2003). *Våtmarkers reningsförmåga*. Ekologgruppen i Landskrona AB, Uppdragsgivare: Sergeåns Vattendragsförbund. [https://segea.se/wp-content/uploads/2020/12/E1\\_Vatmarker\\_Rening\\_2003.pdf](https://segea.se/wp-content/uploads/2020/12/E1_Vatmarker_Rening_2003.pdf)
- Enköpings kommun. (2019). *Utredning Örsundsbro våtmark*. Samhällsbyggnadsförvaltningen.
- Enköpings kommun. (u.å.a). *Örsundsbro fr RV och UT 2009-2022 rev LB* [Data set].
- Enköpings kommun. (u.å.b). *Örsundsbro kvartalsrapporter 2017-2021* [Data set].
- Erler, D. V., Eyre, B. D., & Davison, L. (2008). The Contribution of Anammox and Denitrification to Sediment N<sub>2</sub> Production in a Surface Flow Constructed

- Wetland. *Environmental Science & Technology*, 42(24), 9144–9150.  
<https://doi.org/10.1021/es801175t>
- Eskilstuna Energi & Miljö. (u.å.-a). *Dygnsprov 2007-2022* [Data set].
- Eskilstuna Energi & Miljö. (2022a). *Ekeby läkemedel—Ozon och MBBR pilot provsvar* [Pilotprojekt].
- Eskilstuna Energi & Miljö. (2022b). *Miljörapport 2021—Ekeby avloppsreningsverk* (Diarienummer EEM.9734-2022).
- Eskilstuna Energi & Miljö. (2016). *Ekeby våtmark*. eem.se. <https://www.eem.se/privat/vatten-avlopp/ditt-avlopp/vara-reningsverk/ekeby-reningsverk/vatmark/>
- Eskilstuna Energi & Miljö. (u.å.b). *Vattenrening i flera steg*. eem.se.  
<https://www.eem.se/privat/vatten-avlopp/ditt-avlopp/vara-reningsverk/ekeby-reningsverk/sahar-renar-vi-ditt-vatten/>
- EU-kommissionens genomförandebeslut 2022/1307, (2022) (testimony of EU).
- Förslag till EU direktiv 2022/0344, (2022) (testimony of EU).
- EUR-Lex. (2017). *Rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*. <https://eur-lex.europa.eu/SV/legal-content/summary/urban-waste-water-treatment.html>
- FASS. (u.å.). *FASS Allmänhet—Startsida* [Sökverktyg]. <https://www.fass.se/LIF/startpage>
- Flyckt, L. (2010). *Reningsresultat, drifterfarenhet och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening* [Examensarbete]. Linköpings Universitet, Institutionen för fysik, kemi och biologi.
- Forslund, J. (2018). *Dosering av fällningsmedel i avloppsreningsverk* [Examensarbete]. Uppsala Universitet, Institutionen för fysik och astronomi.
- Golovko, O., Örn, S., Söregård, M., Frieberg, K., Nassazzi, W., Lai, F. Y., & Ahrens, L. (2021). Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems. *Science of The Total Environment*, 754, 142122.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142122>
- Graae, L., Magnér, J., Ryding, S.-O., & Westergren, R. (2017). *Miljönyttan av uppströmsåtgärder för minskad spridning av läkemedel till miljön* (B 2280). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Gruchlik, Y., Linge, K., & Joll, C. (2018). Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. *Journal of Environmental Management*, 206, 202–214. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.020>
- Gästrike Vatten. (u.å.). *Jämförelse ink-utg våtmark samt ink-blandvatten efter våtmark GV* [Data set].
- Gästrike Vatten. (2017). *Miljörapport 2017, Östhammar reningsverk*.  
<https://www.gastrikevatten.se/download/18.7a95dc2f1818012627d137e8/1655888576325/%C3%96sthammar%20ARV%20MR%202017.pdf>
- Gästrike Vatten. (2018). *Miljörapport 2018, Östhammar reningsverk*.  
<https://www.gastrikevatten.se/download/18.7a95dc2f1818012627d13767/1655888343988/Östhammar%20ARV%20MR%202018.pdf>
- Gästrike Vatten. (2019). *Miljörapport 2019, Östhammar reningsverk*.  
<https://www.gastrikevatten.se/download/18.7a95dc2f1818012627d13744/1655887876427/%C3%96sthammar%20MR%202019.pdf>
- Gästrike Vatten. (2021). *Miljörapport 2021, Östhammar reningsverk*.  
<https://www.gastrikevatten.se/download/18.5c854f0918116793a7fd03f/1654069818805/Osthammar.pdf>
- Gästrike Vatten. (2023). *Östhammars kommun* [Text].

- <https://www.gastrikevatten.se/varakommuner/osthammar.88.html>
- Haglund, K., & Norrman, J. (1984). *Kvävet—Ett vattenvårdsproblem. Miljöeffekter, utsläpp, reningsmetoder, kostnader*. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Havet.nu. (2023). *Övergödning*. <https://www.havet.nu/overgodning>
- Hernefeldt, P. C., & Ridderstolpe, P. (2020). *PM: Åtgärdsförslag Örsundsbro våtmark*. WRS AB.
- Hijosa-Valsero, M., Fink, G., Schlüsener, M. P., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Ternes, T., & Bécares, E. (2011). Removal of antibiotics from urban wastewater by constructed wetland optimization. *Chemosphere*, 83(5), 713–719. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.004>
- Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., & Bayona, J. M. (2010). Comprehensive assessment of the design configuration of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. *Water Research*, 44(12), 3669–3678. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.022>
- Hou, L., Zheng, Y., Liu, M., Gong, J., Zhang, X., Yin, G., & You, L. (2013). Anaerobic ammonium oxidation (anammox) bacterial diversity, abundance, and activity in marsh sediments of the Yangtze Estuary. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(3), 1237–1246. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20108>
- Hässleholm Miljö AB. (2020). *Miljörapport 2020 för Hässleholms avloppsreningsverk*.
- Hässleholm Miljö AB. (u.å.a). *Hlm Utgående reningsverket* [Data set].
- Hässleholm Miljö AB. (u.å.b). *Utgående Magle VM* [Data set].
- Janusinfo. (u.å.). [Sökverktyg]. Hämtad 24 maj 2023, från <https://janusinfo.se/2.7163da7d15cb069c7f8681c.html>
- Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). Treatment wetlands. I *Treatment wetlands* (2. ed.). CRC Press.
- Kurwadkar, S. T., Adams, C. D., Meyer, M. T., & Kolpin, D. W. (2007). Effects of Sorbate Speciation on Sorption of Selected Sulfonamides in Three Loamy Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55(4), 1370–1376. <https://doi.org/10.1021/jf060612o>
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C. C., Mitsch, W. J., Tonderski, K. S., & Verhoeven, J. T. A. (2016). *How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review*. 5:9. <https://doi.org/10.1186/s13750-016-0060-0>
- Lantmäteriet. (u.å.). *Min karta [Kartverktyg]*. Lantmateriet.se. Hämtad 28 april 2023, från <https://www.lantmateriet.se/sv/kartor/vara-karttjanster/min-karta/>
- Larsson, J., & Löf, L. (2015). *Läkemedel i miljön—Läkemedelsboken*. Läkemedelsverket. [https://lakemedelsboken.se/kapitel/lakemedelsanvandning/lakemedel\\_i\\_miljon.html](https://lakemedelsboken.se/kapitel/lakemedelsanvandning/lakemedel_i_miljon.html)
- Li, Y., Zhu, G., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 468–469, 908–932. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.018>
- LIF. (2022). *Läkemedelsföretagens försäljning*. <https://www.lif.se/lakemedelsstatistik/lakemedelsforetagens-forsaljning/>
- Lindgren, C., Fejes, J., Solyom, P., Svenson, A., Viktor, T., & Allard, A.-S. (2002). *Ammoniaks påverkan på akvatiska och terrestra organismer*. IVL Svenska Miljöinstitutet.

- Luu, P. (2020). *An Investigation of the mechanisms behind the pharmaceutical removal in Ekeby wetland WWTP* [Master's thesis]. School of engineering science in chemistry, KTH.
- Läkemedelsverket. (2015). *Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS)*. <https://docplayer.se/16152094-Miljoindikatorer-inom-ramen-for-nationella-lakemedelsstrategin-nls.html>
- Läkemedelsverket. (2022). *Miljöövervakning kopplat till läkemedel*. <https://www.lakemedelsverket.se/sv/om-lakemedelsverket/hallbar-utveckling/om-lakemedel-i-miljon/miljoovervakning-kopplat-till-lakemedel>
- Malnes, D., Golovko, O., Köhler, S., & Ahrens, L. (2020). *Förekomst av organiska miljöföroreningar i Svenska ytvatten—Kartläggning av Sveriges tre största sjöar, tillrinnande vattendrag och utlopp*. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Martens-Habbena, W., & Stahl, D. A. (2011). Chapter Nineteen—Nitrogen Metabolism and Kinetics of Ammonia-Oxidizing Archaea. I M. G. Klotz & L. Y. Stein (Red.), *Methods in Enzymology* (Vol. 496, s. 465–487). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386489-5.00019-1>
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5. ed., Vol. 1–1).
- Nandakumar, S., Pipil, H., Ray, S., & Haritash, A. K. (2019). Removal of phosphorous and nitrogen from wastewater in Brachiaria-based constructed wetland. *Chemosphere*, 233, 216–222. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.240>
- Naturvårdsverket. (u.å.-a). *Avloppsvatten—Rening av avloppsvatten i Sverige 2020*.
- Naturvårdsverket. (u.å.-b). *Ingen övergödning*. Hämtad 06 juni 2023, från <https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/sveriges-miljomal/fordjupad-utvardering-av-sveriges-miljomal-2023/nar-vi-miljokvalitetsmalen/ingen-overgodning/>
- Naturvårdsverket. (u.å.-c). *Läkemedel i miljön*. Hämtad 16 mars 2023, från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/organiska-miljogifter/lakemedel-i-miljon/>
- Naturvårdsverket. (u.å.-d). *Rekommenderade ämnen för analys*. Hämtad 22 maj 2023, från <https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/>
- Naturvårdsverket. (u.å.-e). *Vad är våtmark?* Hämtad 08 maj 2023, från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/vad-ar-vatmark/>
- Negi, D., Verma, S., Singh, S., Daverey, A., & Lin, J.-G. (2022). Nitrogen removal via anammox process in constructed wetland – A comprehensive review. *Chemical Engineering Journal*, 437, 135434. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135434>
- Nynäshamns kommun. (u.å.). *Massbalans 2010-2021* [Data set].
- Näslund, M. (2010). *Behandlingsvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelsubstanser under vinterförhållanden—En studie av fyra svenska våtmarker för avloppsrening* [Examensarbete]. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms Universitet.
- Oaks, J. L., Gilbert, M., Virani, M. Z., Watson, R. T., Meteyer, C. U., Rideout, B. A., Shivaprasad, H. L., Ahmed, S., Chaudhry, M. J. I., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A., & Khan, A. A. (2004). Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427(6975), 630–633. <https://doi.org/10.1038/nature02317>

- OECD. (2015). Pharmaceutical consumption. I *Health at a Glance 2015: OECD Indicators*. OECD Publishing. [https://www.oecd-ilibrary.org/social-issues-migration-health/health-at-a-glance-2015/pharmaceutical-consumption\\_health\\_glance-2015-68-en](https://www.oecd-ilibrary.org/social-issues-migration-health/health-at-a-glance-2015/pharmaceutical-consumption_health_glance-2015-68-en)
- Oxelö Energi. (2015). *Miljörapport 2015*.
- Oxelö Energi. (2022). *Miljörapport 2022*.
- Oxelö Energi. (2023). *Brannäs våtmark*. <https://www.oxeloenergi.se/vatten/brannas-vatmark>
- Oxelösunds kommun. (u.å.). *Analysresultat 2010-2022* [Data set].
- Oxelösunds kommun, Oxelö Energi AB, WRS AB, & Linköpings Universitet. (2002). *Våtmark Oxelösund [Broschyr]*.
- Persson, T., & Rickström, D. (2017). *Spårämnesförsök för undersökning av uppehållstid och funktion av Granskär våtmark—Dammlinje B*. Ljusnan-Voxnans vattenvårdsförbund.
- Randefelt, J. (2019). *Spillvattenvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser* (Examensarbete ISSN 1401-5765). Institutionen för miljövetenskap och analytisk kemi, Stockholms universitet.
- Ridderstolpe, P. (2021). *Hur mycket kan reningen förbättras om våtmarken färdigställs? [Presentation]*. Fjärdagen 2021-09-03, WRS.
- Ridderstolpe, P., & Andersson, J. (2014). *Våtmark som komplement till Östhammars avloppsreningsverk—Teknisk beskrivning för prövning av vattenverksamhet*. WRS Uppsala AB.
- Saxena, G., Chandra, R., & Bharagava, R. N. (2017). Environmental Pollution, Toxicity Profile and Treatment Approaches for Tannery Wastewater and Its Chemical Pollutants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 240, 31–69. [https://doi.org/10.1007/398\\_2015\\_5009](https://doi.org/10.1007/398_2015_5009)
- Schubert, C. J., Durisch-Kaiser, E., Wehrli, B., Thamdrup, B., Lam, P., & Kuypers, M. M. M. (2006). Anaerobic ammonium oxidation in a tropical freshwater system (Lake Tanganyika). *Environmental Microbiology*, 8(10), 1857–1863. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2006.01074.x>
- SMHI. (u.å.). *Månads-, årstids- och årskartor*. Hämtad 03 juli 2023, från <https://www.smhi.se/data/meteorologi/kartor/normal/manadsmedeltemperatur-normal/manad/januari>
- SMHI. (2023). *Övergödning av havet*. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/overgodning-av-havet-1.6006>
- Socialstyrelsen. (2022). *Statistik om läkemedel 2021* (Art.nr: 2022-4-7842). <https://www.socialstyrelsen.se/globalassets/sharepoint-dokument/artikelkatalog/statistik/2022-4-7842.pdf>
- Stockholm Resilience Centre. (2022). *Planetary boundaries* [Text]. <https://www.stockholmresilience.org/research/planetary-boundaries.html>
- Stockholms stad. (2023). *Översilningsyta*. Översilningsyta. <https://miljobarometern.stockholm.se/vatten/atgarder/oversilningsyta/>
- Structor AB. (2021). *Trosa framtida avloppslösning—Sammanfattande rapport*.
- Svenskt Avlopp. (u.å.). *Flockningsmedel och kemisk fällning*. Hämtad 02 maj 2023, från <https://www.svensktavlopp.se/tillboror/flockningsmedel/>
- Svenskt Vatten. (2020). *ReningsVÄRK - Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö* (Nr M149).
- Svenskt Vatten. (2021). *Läkemedelsrester och andra föroreningar—Minskade utsläpp via avloppsreningsverk*. <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och->

- miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp-lakemedelsrester-mikroplaster-och-andra-fororeningar/lakemedelsrester-och-andra-fororeningar/Svenskt Vatten. (2022, oktober 28). *Nytt EU-direktiv om avlopp får stora konsekvenser*. Svenskt Vatten. <https://www.svensktvatten.se/om-oss/nyheter-lista/nytt-eu-direktiv-om-avlopp-far-stora-konsekvenser/>
- Söderhamn Nära. (u.å.-a). *Granskär våtmark 2014-2016* [Data set].
- Söderhamn Nära. (u.å.-b). *Granskär Våtmark Sammanställning from 2016-* [Data set].
- Söderhamn Nära. (u.å.-c). *Granskär ARV 2014-2016* [Data set].
- Söderhamn Nära. (2022). *Miljörapport 2022—Granskär Avloppsreningsverk*.
- Söderhamn Nära. (u.å.d). *Granskär avloppsreningsanläggning—Söderhamns viktigaste miljöverksamhet*.
- Söderhamn Nära. (u.å.e). *Granskär våtmark [dimensioneringsdata]*.
- Sörngård, P., & Finnson, A. (2022). *EU-kommissionens förslag till nytt avloppsdirektiv—Kort sammanfattning*. Svenskt Vatten. <https://www.svensktvatten.se/globalassets/rapporter-och-publikationer/fakta-kommentar-avld.pdf>
- Thorpe, K. L., Cummings, R. I., Hutchinson, T. H., Scholze, M., Brighty, G., Sumpter, J. P., & Tyler, C. R. (2003). *Relative potencies and combination effects of steroidal estrogens in fish*. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es0201348>
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., & Oscarsson, H. (2002). *Våtmarksboken*. Ekblad & Co.
- Trosa kommun. (2010). *Välkommen till Trosa våtmark*. [https://cms.trosa.se/wp-content/uploads/2022/12/2010slutversion\\_skolan.pdf](https://cms.trosa.se/wp-content/uploads/2022/12/2010slutversion_skolan.pdf)
- Trosa kommun. (u.å.). *Trosa kommuns reningsverk idag och i framtiden*. <https://www.trosa.se/vatten-och-avlopp/kommunalt-vatten-och-avlopp/reningsverk/trosa-kommuns-reningsverk-idag-och-i-framtiden/>
- Verlicchi, P., & Zambello, E. (2014). How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review. *Science of The Total Environment*, 470–471, 1281–1306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.085>
- Vymazal, J. (2007). *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. Duke university wetland center, Nicholas school of environment and earth science.
- Vymazal, J., Dvořáková Březinová, T., Koželuh, M., & Kule, L. (2017). Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. *Ecological Engineering*, 98, 354–364. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.08.010>
- Wahlberg, C., Björnelius, B., & Paxéus, N. (2010). *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö—Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten*. Stockholm Vatten. [https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf/rapporter/avlopp/avloppsrening/lakemedelsrapport\\_slutrapport.pdf](https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf/rapporter/avlopp/avloppsrening/lakemedelsrapport_slutrapport.pdf)
- World Health Organization. (2012). *Pharmaceuticals in drinking-water*. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241502085>
- WRS, & Söderhamn Nära. (2022). *Granskär våtmark [Presentation]*. Våtmarkskonferensen 2022.
- Wu, H., Wang, R., Yan, P., Wu, S., Chen, Z., Zhao, Y., Cheng, C., Hu, Z., Zhuang, L., Guo, Z., Xie, H., & Zhang, J. (2023). Constructed wetlands for pollution control. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(4), Article 4.

- <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00395-z>
- Zhang, H., Wang, X. C., Zheng, Y., & Dzakpasu, M. (2023). Removal of pharmaceutical active compounds in wastewater by constructed wetlands: Performance and mechanisms. *Journal of Environmental Management*, 325, 116478.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116478>
- Zhuang, L.-L., Yang, T., Zhang, J., & Li, X. (2019). The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: A review. *Bioresource Technology*, 293, 122086.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122086>
- Östhammar Vatten. (u.å.-a). *Analysdata utg Karö våtmark teknisk del tom 2019* [Data set].
- Östhammar Vatten. (u.å.-b). *ÖH arv utg tom 2017-09-20* [Data set].
- Östhammars kommun. (2021). *Gästrike Vatten AB*.  
<http://www.osthammar.se/sv/amnen/kommun-och-politik/samverkan-med-gastrike-vatten-ab/>

## 7 Appendix

### 7.1 Datasammanställning läkemedel

Tabell 10. Medelvärde av procentuell avskiljning (%), med outliers markerat i rött.





Tabell 11. Medelvärde av inkommande läkemedelshalter (ng/l)

	in (ng/l)											
	EKEBY				ALHAGEN		BRANNÄS		MAGLE		Trosa	
	vinter	vår	sommar	höst	vinter	sommar	vinter	sommar	sommar	vinter	sommar	
medel alla												
Atenolol	1090,00	723,85	750,00	1600,00	1120,00		1332,00	1200,00	920,00	2000,00		
Azithromycine	4,00	25,43	49,00	47,80	10,00		6,76					
Bisoprolol	60,00		140,00		97,00		160,00	530,00	130,00	140,00	3,80	
Ciprofloxacin	50,00	47,15	30,00	52,20								
Citalopram	170,00	135,38	190,00	170,60	190,00		180,00	620,00	600,00	170,00		
Diklofenak	575,00	645,35	885,00	832,00	380,00	1700,00	480,00	1500,00	700,00	560,00	2500,00	
Estradiol				10,00								
Etinylestradiol				20,00								
Erytromycin	250,00	250,00	50,00	78,00								
Finasterid	0,85						0,44					
Fluconazole	60,00	39,03	85,00		130,00		88,40			100,00		
Fluoxetin	3,00		5,30	13,60	6,10		4,18	70,00	75,00			
Furosemid	550,00	1199,25	810,00	1320,00		2600,00		2500,00	640,00			
Ibuprofen	681,79	320,00		69,60	1465,02	1300,00	24,47	430,00	6100,00	1400,00	2800,00	
Karbamazepin	274,27	197,78	190,00	322,00	932,79		1026,00		590,00	290,00		
Ketokonazol				26,00	37,00					40,00		
Ketoprofen	1188,25			126,60	681,37		19,03	320,00	290,00	2600,00		
Klaritromycin	24,00	49,93			57,00							
Klindamycin	80,00		0,60		130,00		150,00					
Losartan	800,00	1613,33	1400,00	784,00								
Metformin			930,00									
Metoprolol	670,00	910,93	446,00	1900,00	1490,00	34,00	1002,00	2200,00	2100,00	1300,00	21,00	
Metotrexat	5,00	10,00	4,20									
Mikonazol												
Naproxen		564,58	590,00	406,00	194,91	1100,00	11,28	1700,00	2400,00	340,00	10000,00	
Norfloxacin			1,00	50,00								
Oxazepam		153,10	190,00	234,00	390,00		266,00	3500,00	4900,00	190,00		
Paracetamol	25,00	50,00		21,40								
Propoanolol	23,50	40,05	61,00	63,40				180,00	130,00			
Sertralin	69,50	46,73	28,00	50,40	17,00		29,20	81,00	160,00	20,00		
Sulfametoxazo	93,50	58,15	27,00	86,00	98,00		104,60			40,00		
Tramadol	540,00	557,45	890,00	1254,00	730,00		742,00			410,00		
Trimetoprim	128,00	89,23	90,00	82,80	130,00		192,00			280,00		
Venlavafaxin	540,00	350,08	500,00		230,00		324,00			340,00		
Zoldipem	1,70			10,00	4,80		1,90			0,00		
Östrogen				10,00								
medelvärde	295	351	334	357	387	1347	293	1141	1410	568	3065	

Tabell 12. Medelvärde av utgående läkemedelshalter (ng/l)

	ut (ng/l)				ALHAGEN		BRANNÄS		MAGLE	Trosa	
	EKEBY				vinter	sommar	vinter	sommar	sommar	vinter	sommar
	vinter	vår	sommar	höst							
Atenolol	945,00	462,25	170,00	888,00	530,00		600,00		200,00	950,00	
Azithromycine	18,00		1,00	10,00			6,20				
Bisoprolol	44,50		70,00		76,00	92,00	104,20	92,00	89,00	90,00	
Ciprofloxacin	50,00	50,00	3,00	50,00							
Citalopram	89,00	52,93	34,00	39,60	30,00		63,00		210,00		
Diklofenak	370,00	353,10	103,50	352,00	290,00	120,00	288,00	120,00	98,00	390,00	200,00
Estradiol				10,00							
Etinylestradiol				20,00							
Erytromycin	250,00	250,00	19,00	30,80							
Finasterid	2,05				0,00		8,16				
Fluconazole	65,00	41,58	87,00		83,00		45,60			140,00	
Fluoxetin			1,00	14,60					21,00		
Furosemid	345,00	140,23	8,30	182,00							1900,00
Ibuprofen	471,79	175,00		54,60	293,14		80,03		560,00	1300,00	220,00
Karbamazepin	251,01	198,33	180,00	308,00	830,08		851,96		500,00	340,00	
Ketokonazol	13,50	0,00		26,00							
Ketoprofen	522,01			33,60	662,88		226,61			2100,00	
Klaritromycin	12,75	35,80			24,00		2,56				
Klindamycin	70,00		9,50		210,00		172,00				
Losartan	750,00	1288,73	530,00	526,00							
Metformin			760,00								
Metoprolol	655,00	694,78	500,00	1452,00	1050,00	510,00	778,00	510,00	1400,00	950,00	
Metotrexat	5,00	10,00	0,51								
Mikonazol											
Naproxen	346,35	387,25	140,00	254,00	105,56		15,75		410,00	170,00	220,00
Norfloxacin			1,00	50,00							
Oxazepam	180,00	132,05	170,00	210,00	310,00	1900,00	124,00	1900,00	4300,00	240,00	
Paracetamol	25,00	50,00		34,60							
Propoanolol	19,00	28,28	15,00	45,00		24,00		24,00	28,00		
Sertralin	54,00	22,73	0,91	26,00			1,46		9,00		
Sulfametoxazo	81,00	57,60	30,00	73,00	100,00		84,60			100,00	
Tramadol	610,00	543,78	430,00	1060,00	660,00		514,00			460,00	
Trimetoprim	97,00	69,63	39,00	54,80	64,00		56,80			40,00	
Venlavafaxin	290,00	285,45	190,00		190,00		256,00			120,00	
Zoldipem	1,30			10,00	2,30						
Östrogen				10,00							
medelvärde	229	232	140	216	290	529	214	529	652	528	635

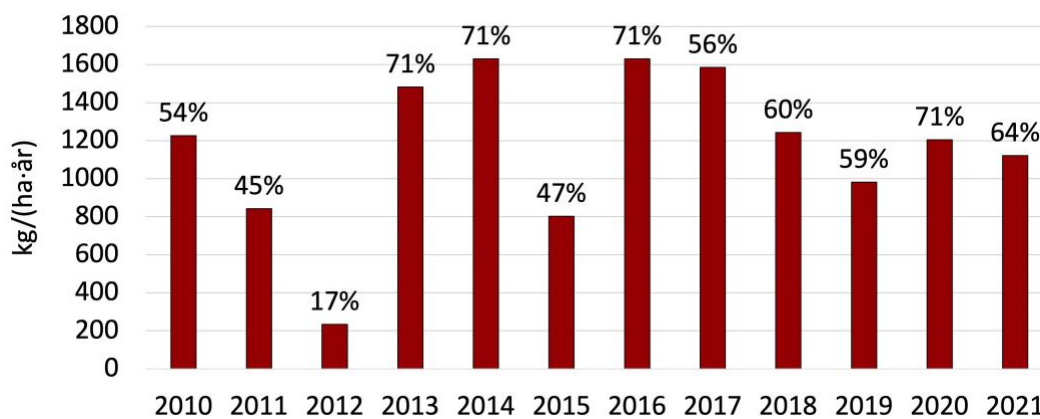
## 7.2 Temperaturdata

Tabell 13. Medeltemperatur mellan 1991 och 2020 (SMHI, u.å.).

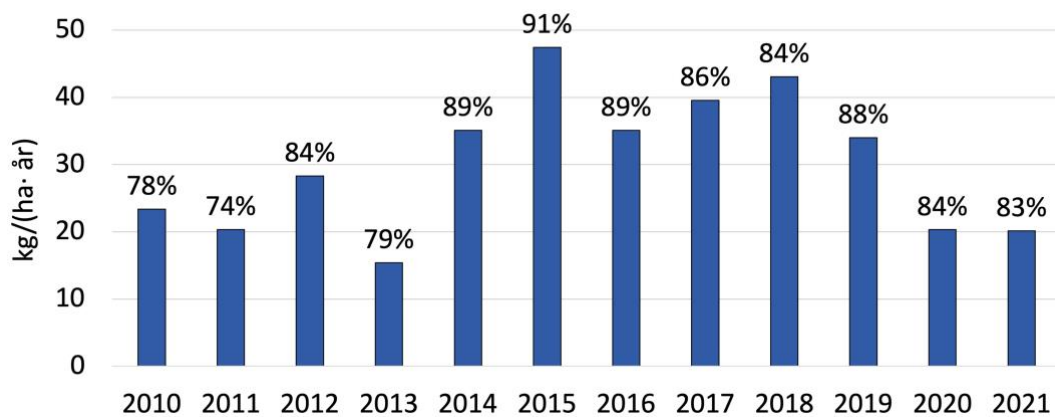
	temperatur månadsmedel (°C)						
	magle	brannäs	alhagen	ekeby	örsundsbro	karö	granskär
jan	0	-1	-1	-2	-2	-2	-2
feb	-1	-1	-1	-2	-2	-2	-2
mars	3	2	2	1	1	1	0
april	7	5	5	5	5	4	4
maj	11	10	10	11	10	9	9
juni	15	14	14	15	14	14	13
juli	17	17	17	17	17	17	16
aug	17	17	17	17	17	17	16
sep	13	13	13	12	12	12	12
okt	9	8	8	7	7	7	6
nov	5	4	4	3	3	3	2
dec	2	1	2	0	0	0	-1

## 7.3 Årsavskiljning

### 7.3.1 Alhagen

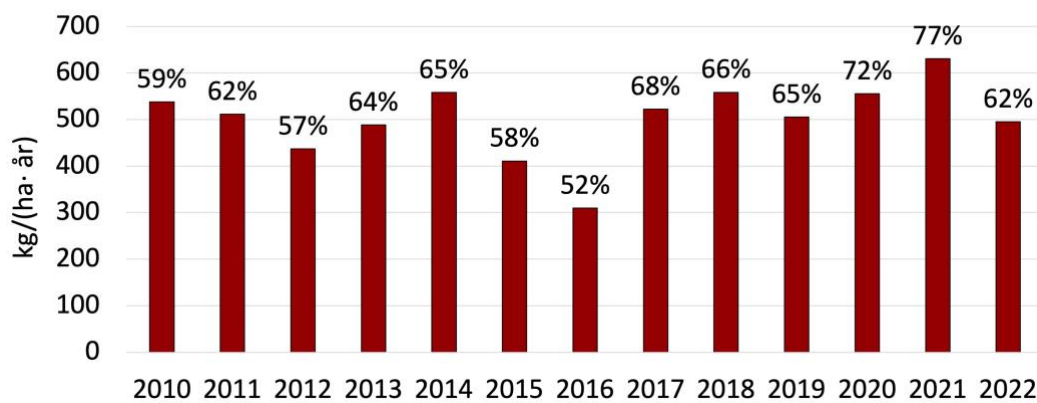


Figur 37. Årsvis mängdavskiljning och procentuell avskiljning av kväve i Alhagen våtmark under 2010–2021.

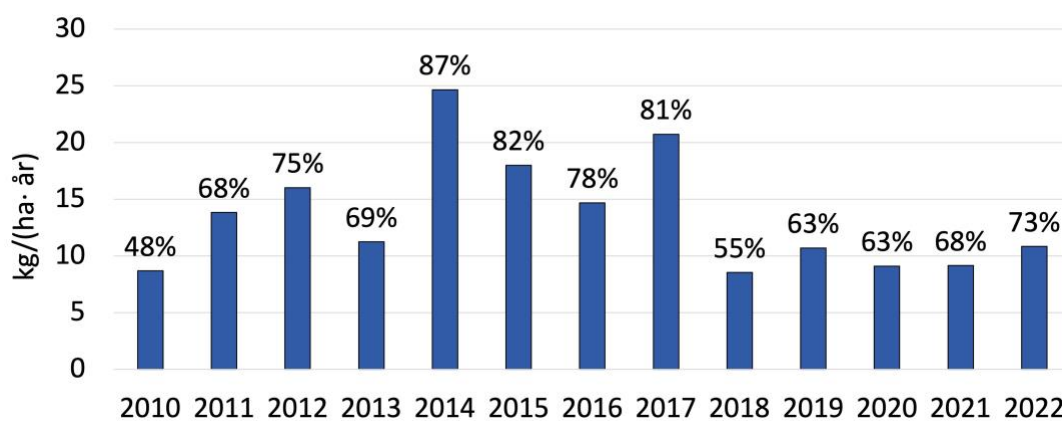


Figur 38. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av fosfor i Alhagen under 2010–2021.

### 7.3.2 Brannäs

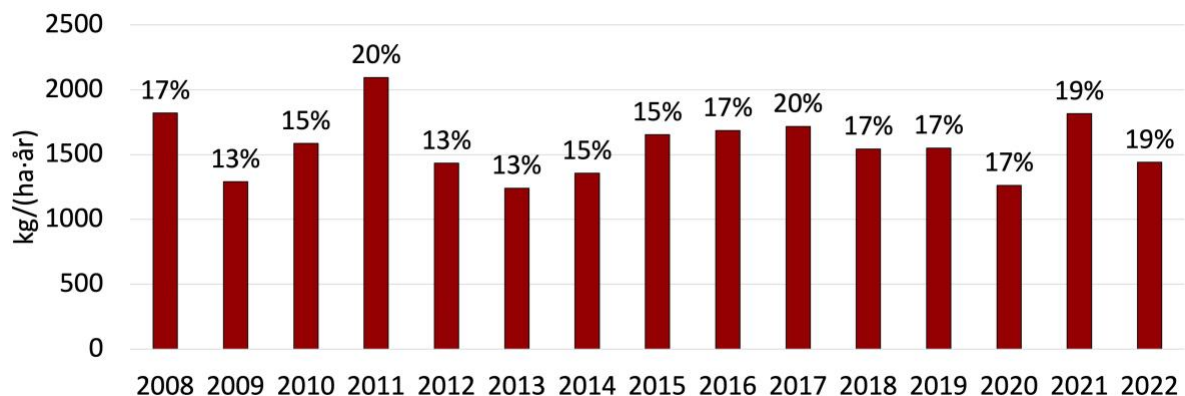


Figur 39. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av kväve i Brannäs våtmark under 2010–2022.

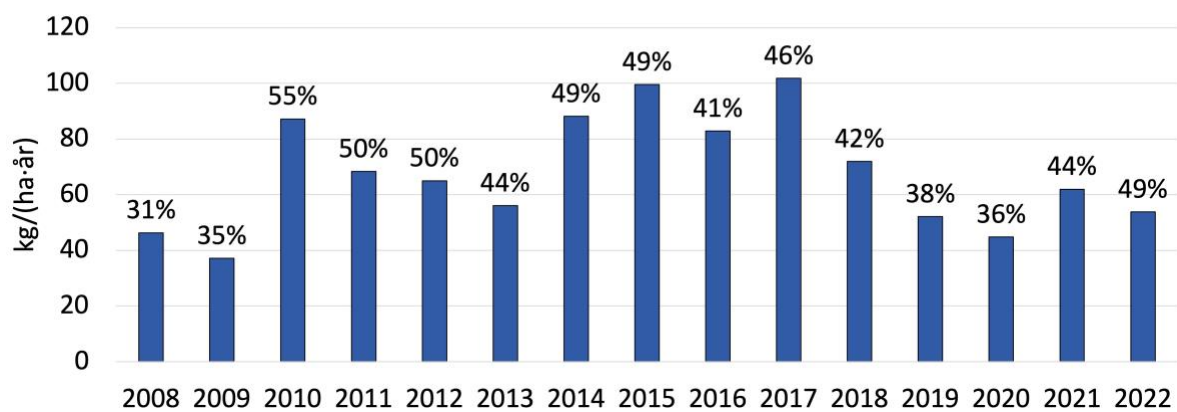


Figur 40. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av fosfor i Brannäs våtmark under 2010–2022.

### 7.3.3 Ekeby

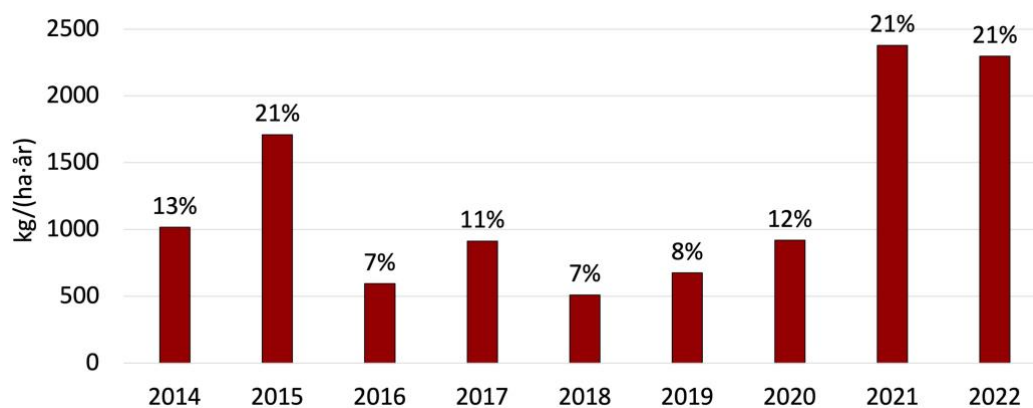


Figur 41. Årsvis mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av kväve i Ekeby våtmark under 2008–2022. 2020 representeras inte av januari, februari och april.

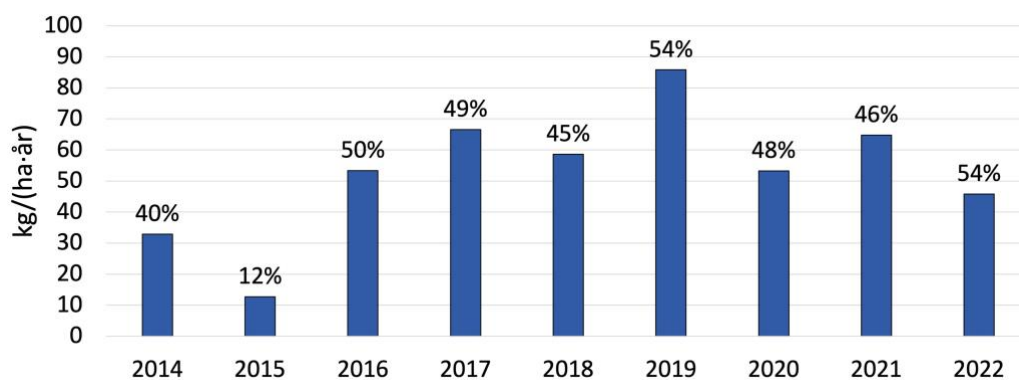


Figur 42. Årsvis mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av fosfor i Ekeby våtmark under 2008–2022. 2017 representeras inte av januari till mars och 2020 inte av januari, februari och april.

### 7.3.4 Granskär

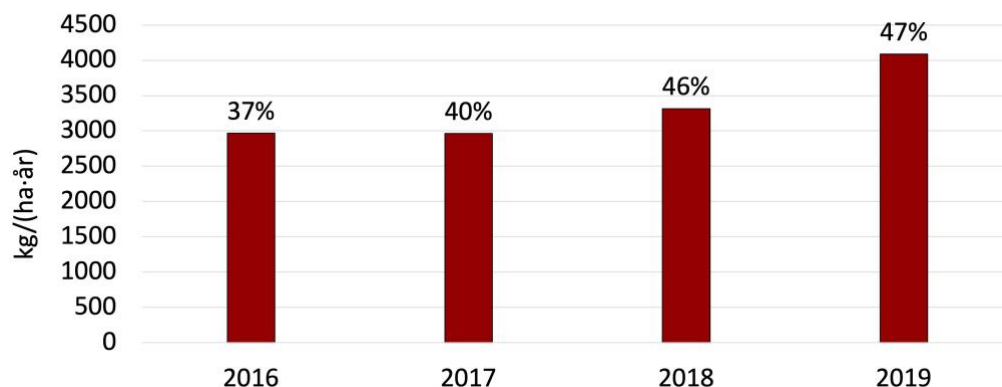


Figur 43. Årsvis mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av kväve i Granskär våtmark under 2014–2022.

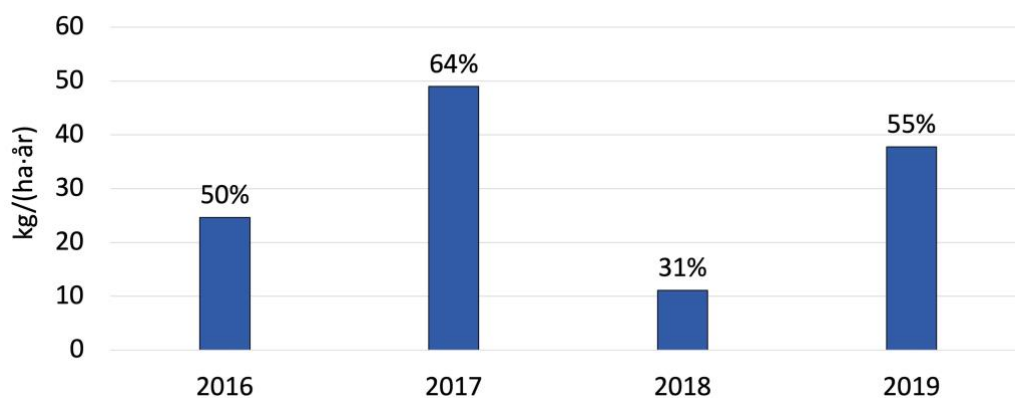


Figur 44. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av fosfor i Granskär våtmark under 2014–2022. 2020 representeras inte av januari och februari.

### 7.3.5 Karö

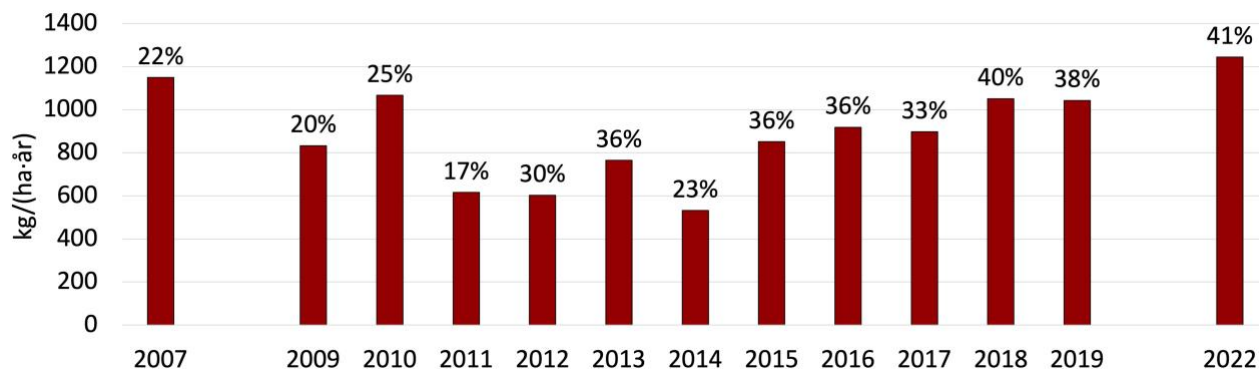


Figur 45. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av kväve i Karö våtmark under 2016–2019. 2019 representeras inte av november och december.

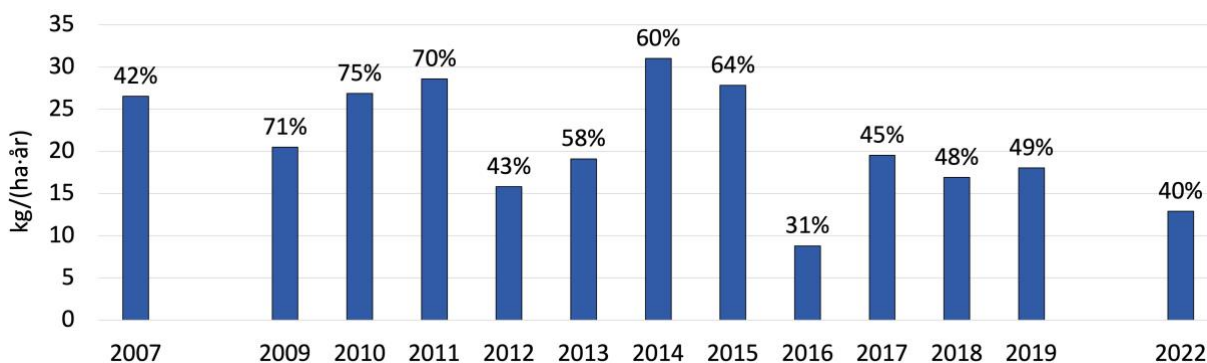


Figur 46. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av fosfor i Karö våtmark under 2016–2019. 2019 representeras inte av november och december.

### 7.3.6 Magle

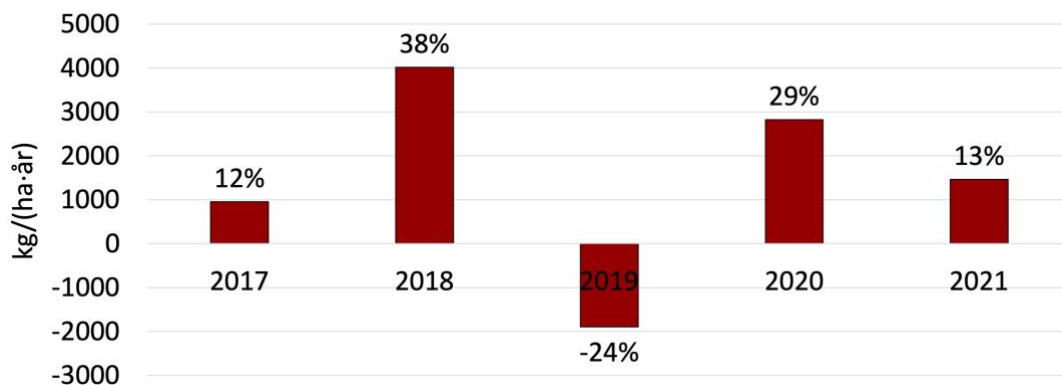


Figur 47. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av kväve i Magle våtmark under 2007–2022. 2008, 2020 samt 2021 är inte medräknat i resultat då tillräckliga data saknas. 2010 representeras inte av december.



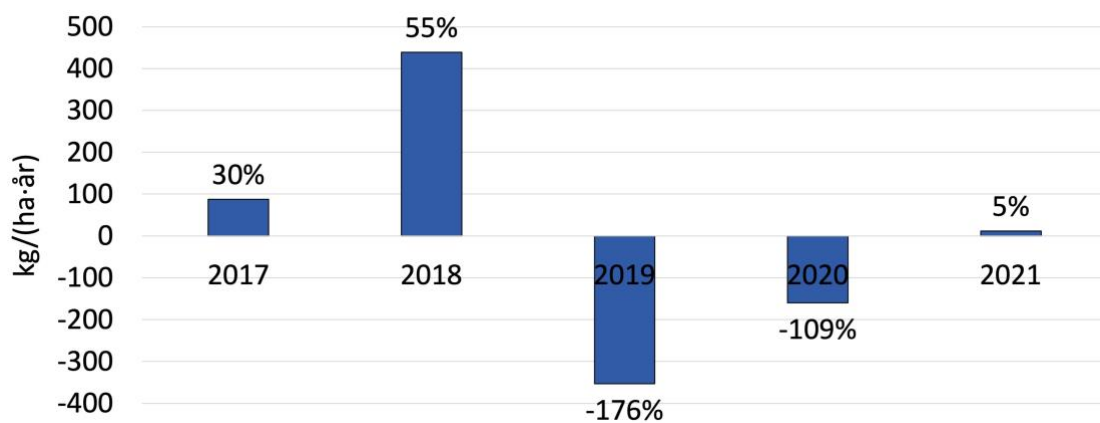
Figur 48. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av fosfor i Magle våtmark under 2007–2022. 2008, 2020 samt 2021 är inte medräknat i resultat då data saknas. 2010 representeras inte av december.

### 7.3.7 Örsundsbro



Figur 49. Årsviss mängdavsikiljning och procentuell avsikiljning av kväve i Örsundsbro våtmark under 2017–2021. 2017 representeras inte av januari.

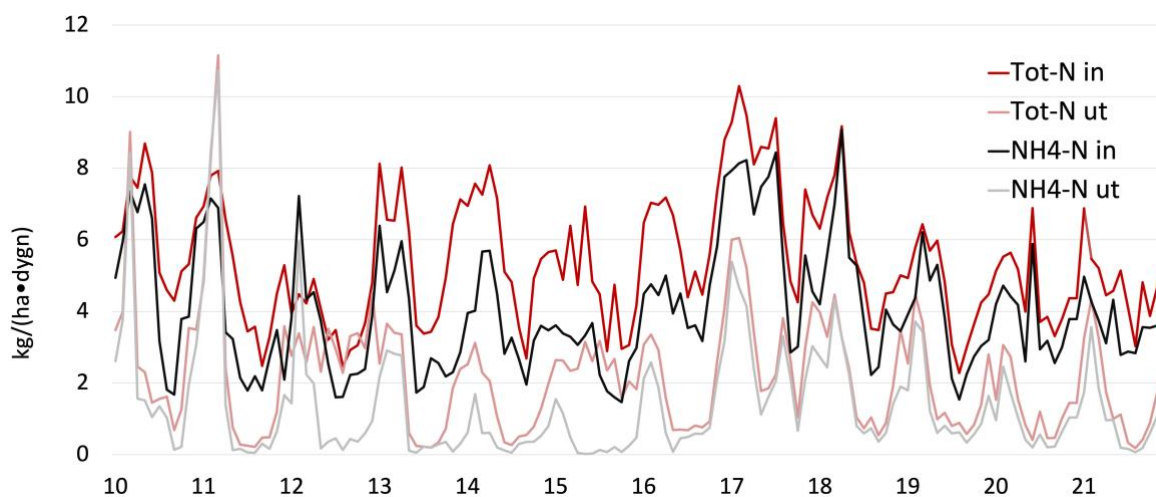




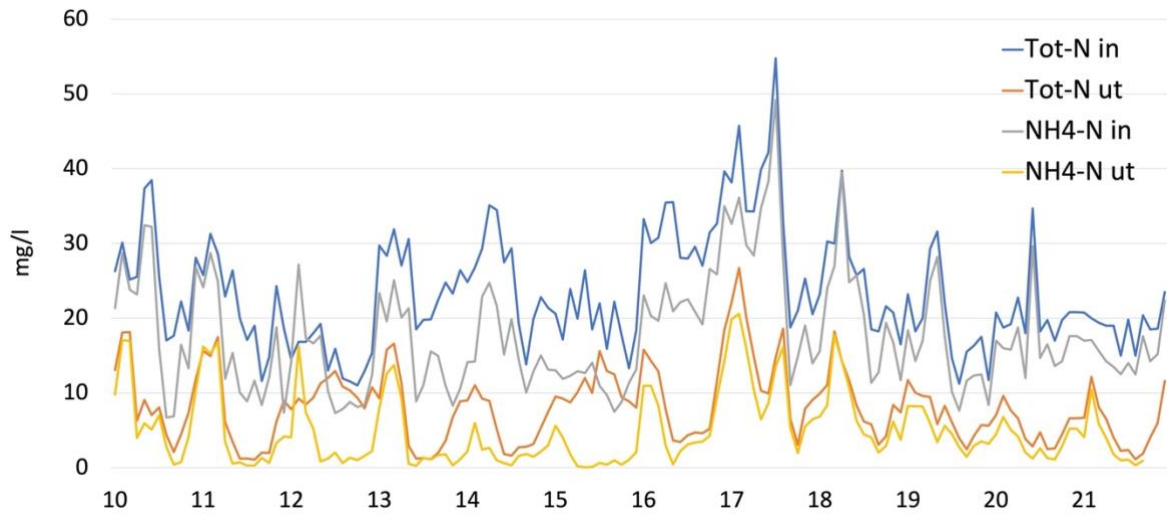
Figur 50. Mängdavsiljning av fosfor per dygn i medeltal för varje månad under 2017–2021 i Örsundsbro våtmark. 2017 representeras inte av januari.

## 7.4 Jämförelse ingående och utgående våtmark

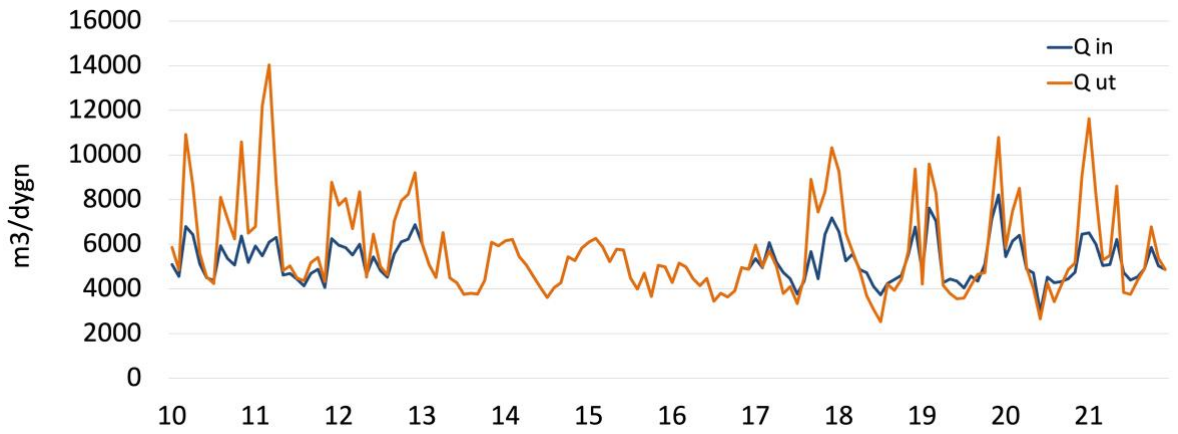
### 7.4.1 Alhagen



Figur 51. Kvävmängder Alhagen.

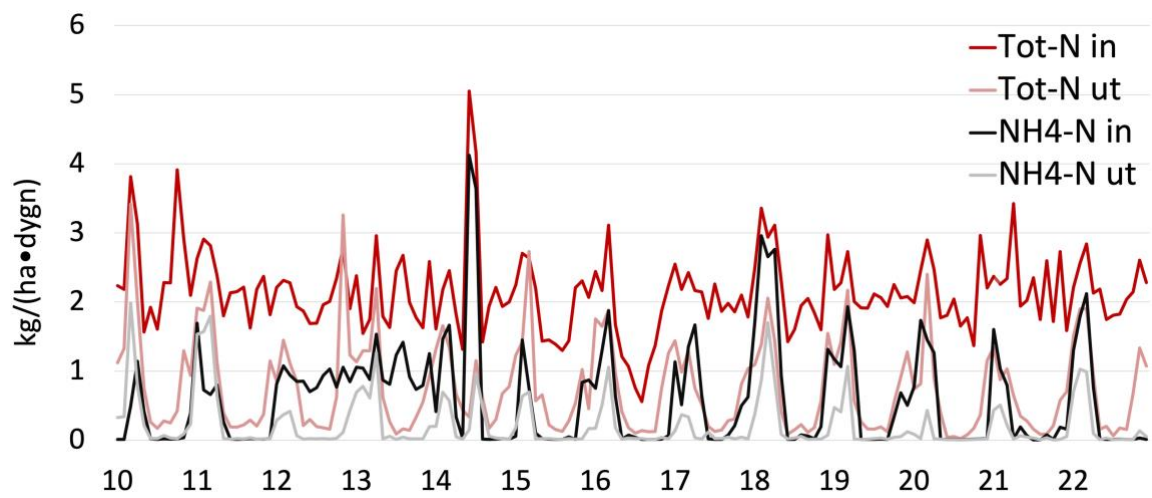


Figur 52. Kvävehalter Alhagen.

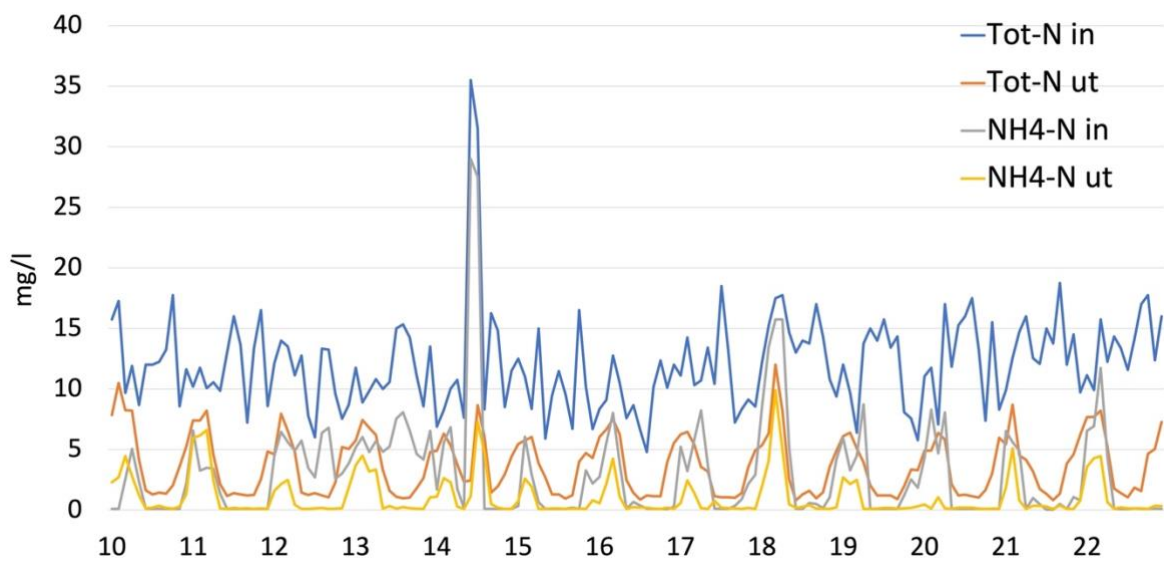


Figur 53. Flöde Alhagen.

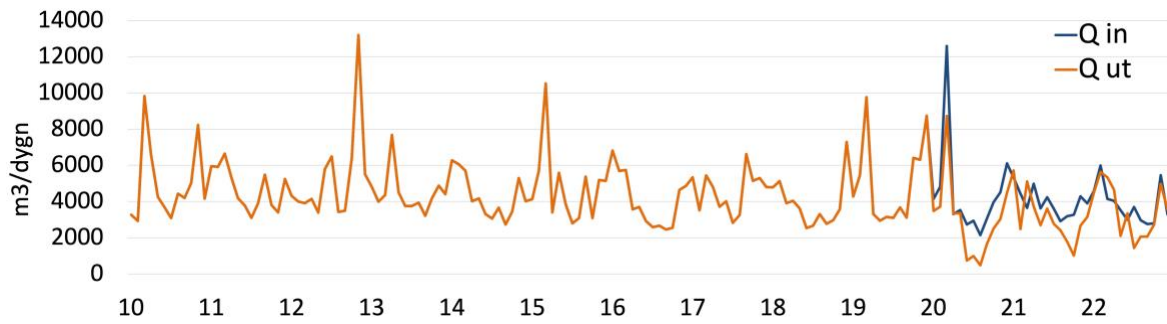
## 7.4.2 Brannäs



Figur 54. Kvävemängder Brannäs.

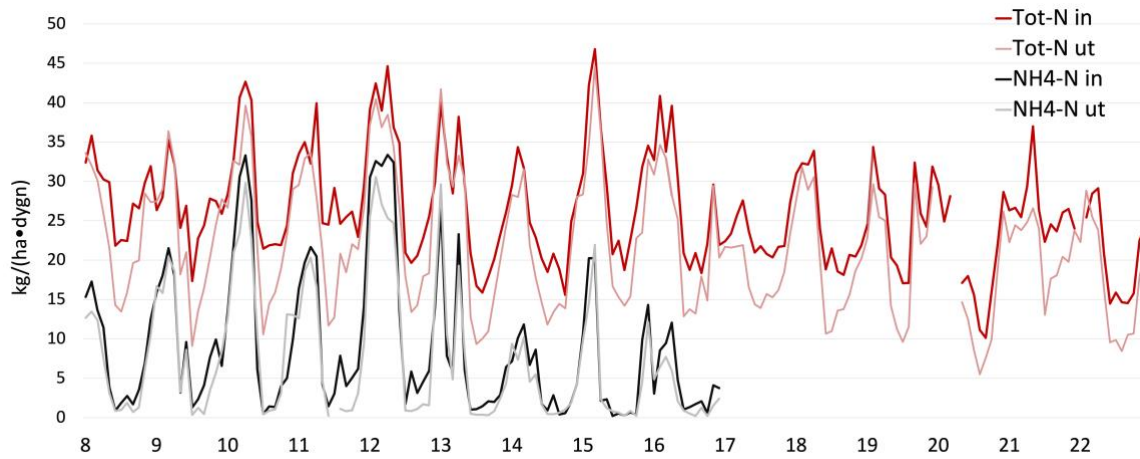


Figur 55. Kvävehalter Brannäs.

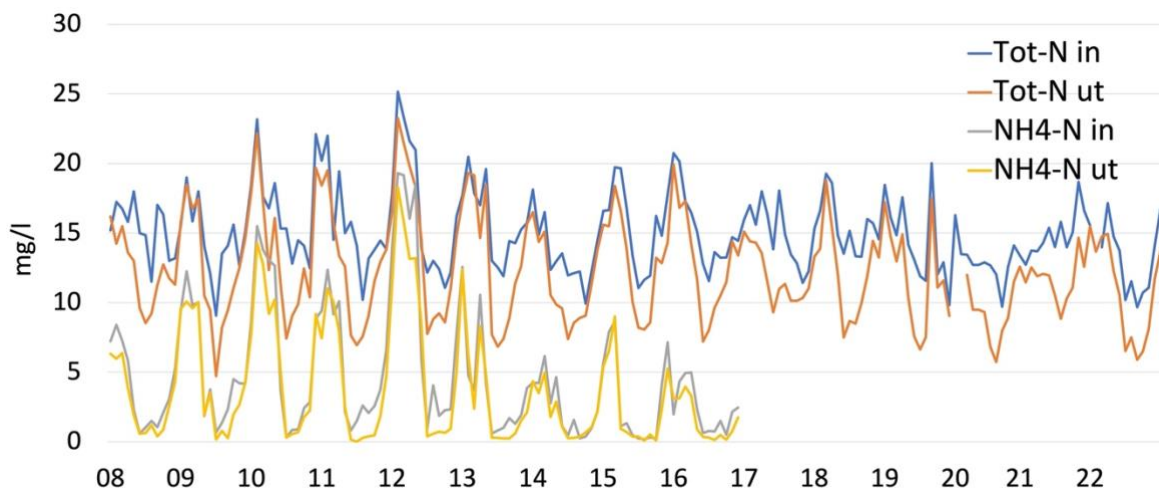


Figur 56. Flöde Brannäs.

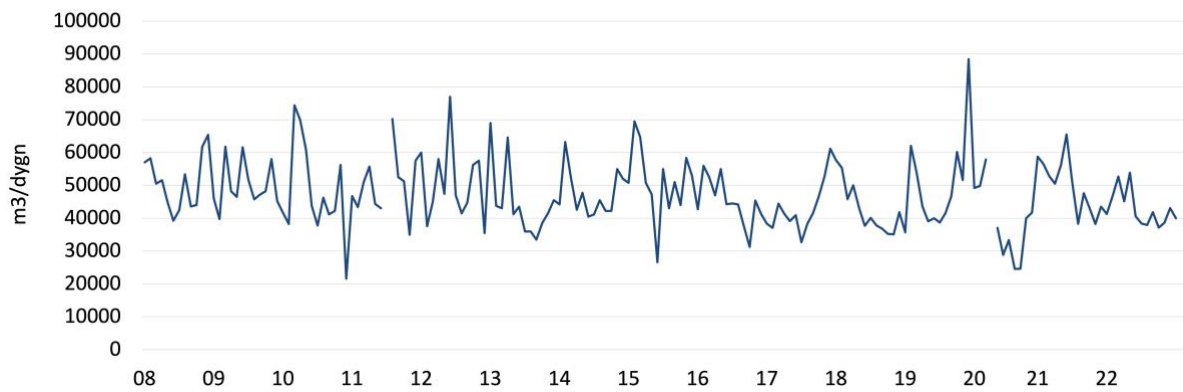
### 7.4.3 Ekeby



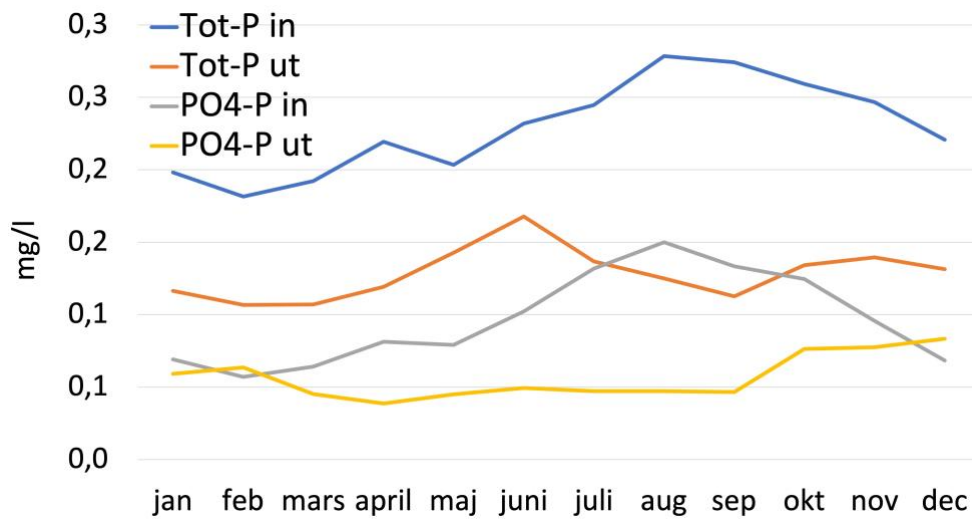
Figur 57. Kvävmängder Ekeby.



Figur 58. Kvävehalter Ekeby.

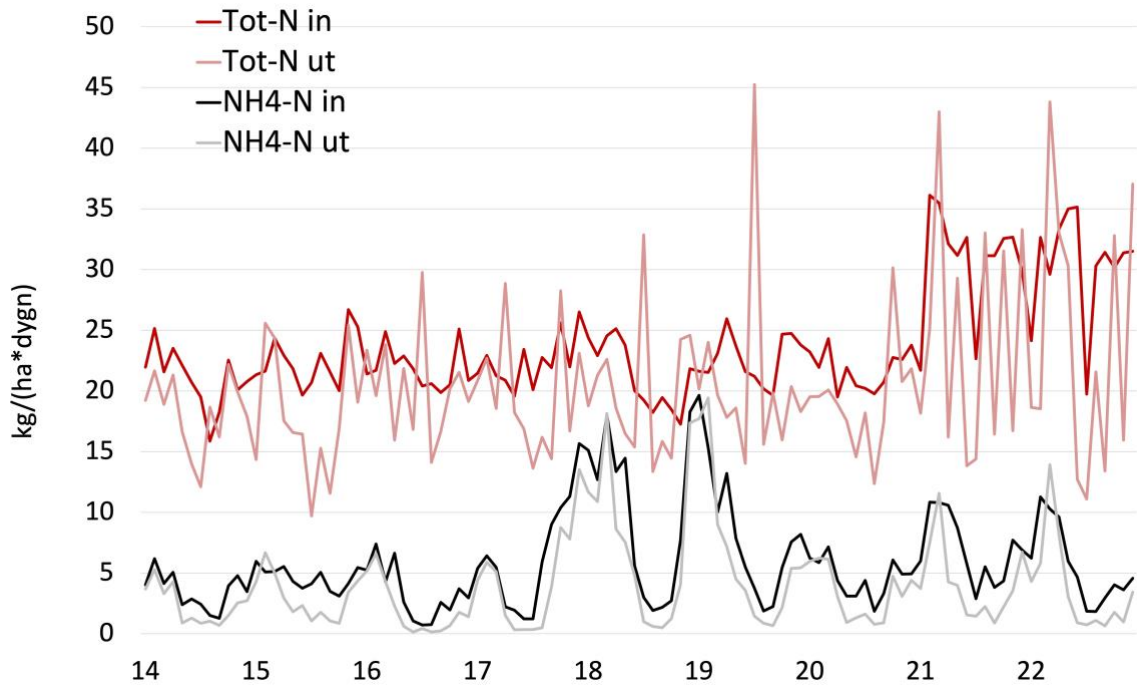


Figur 59. Flöde Ekeby.

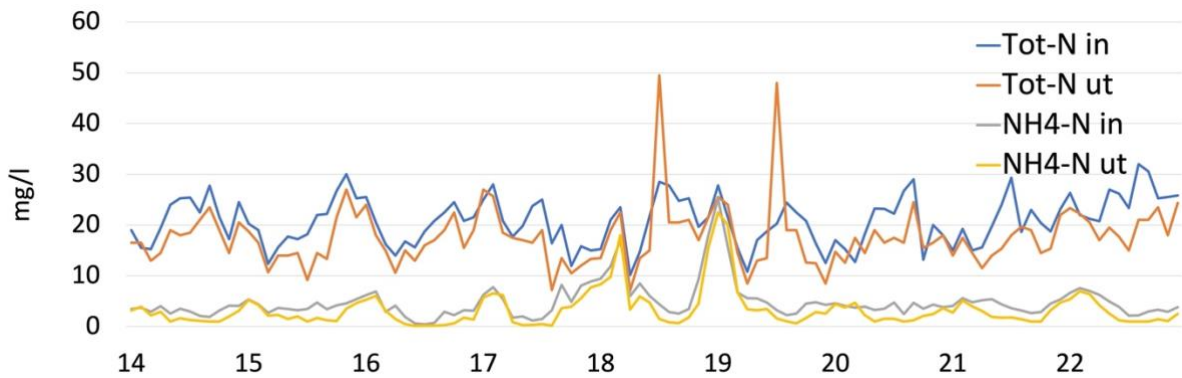


Figur 60. Inkommande och utgående fosforhalter i Ekeby våtmark varje månad, som ett medelvärde för åren 2008–2022.

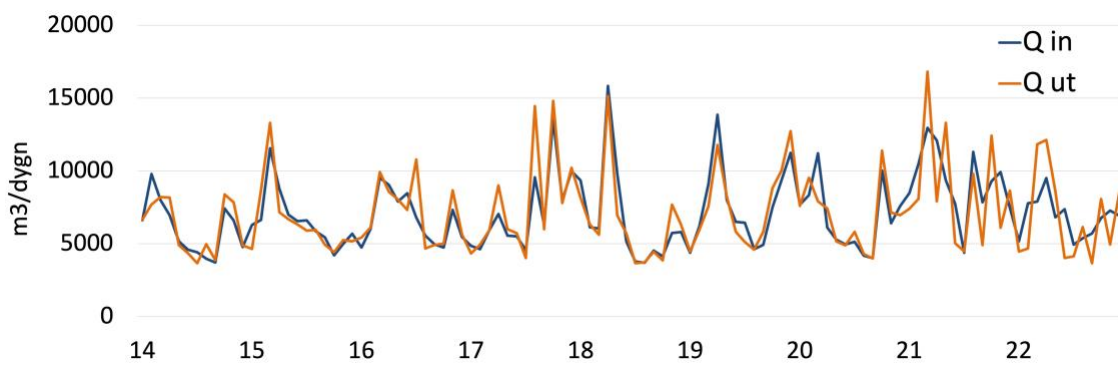
### 7.4.4 Granskär



Figur 61. Kvävemängder Granskär.

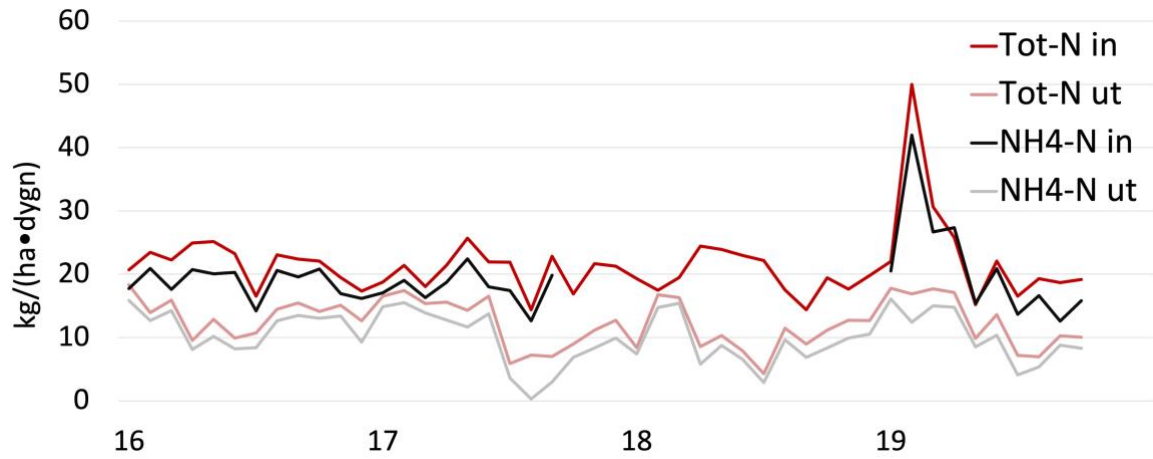


Figur 62. Kvävehalter Granskär.

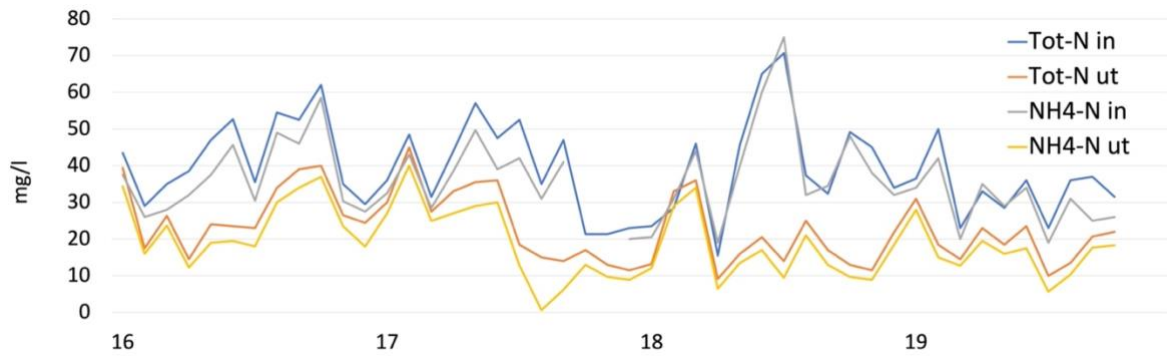


Figur 63. Flöde Granskär.

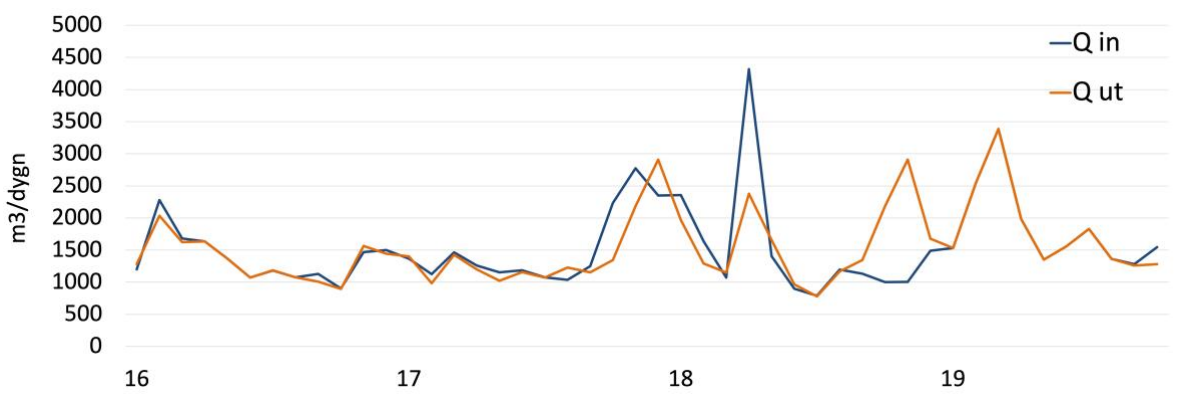
### 7.4.5 Karö



Figur 64. Kvävmängder Karö.

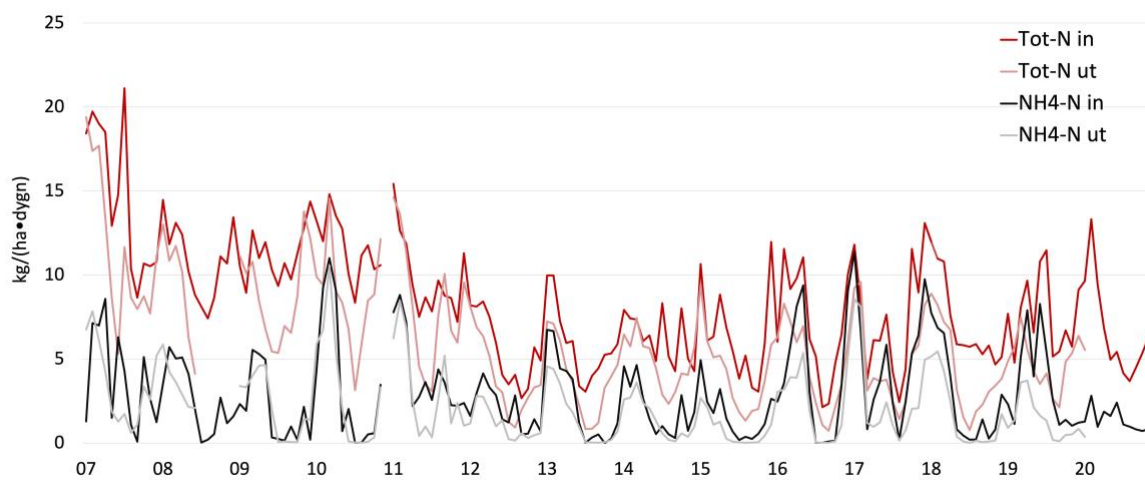


Figur 65. Kvävehalter Karö.

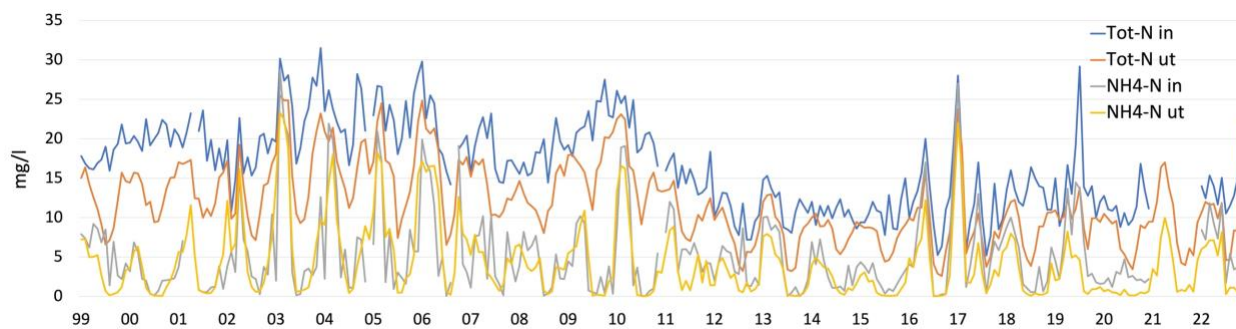


Figur 66. Flöde Karö.

## 7.4.6 Magle

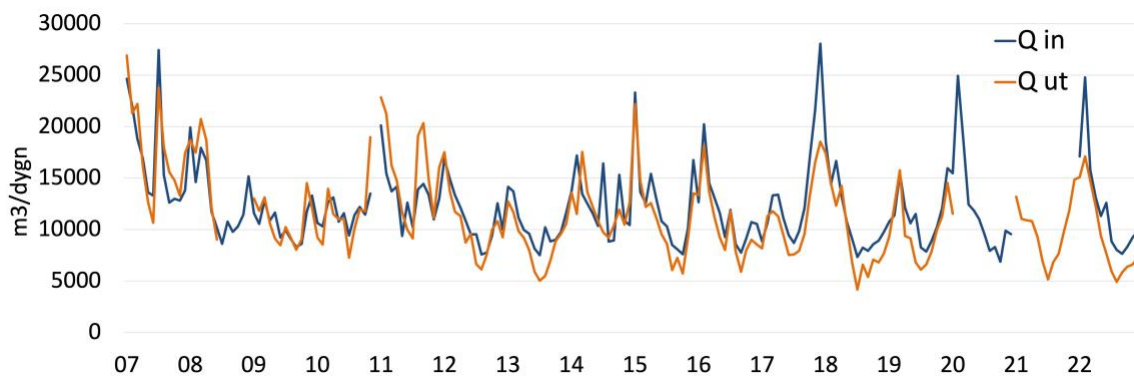


Figur 67. Kvävmängder Magle.

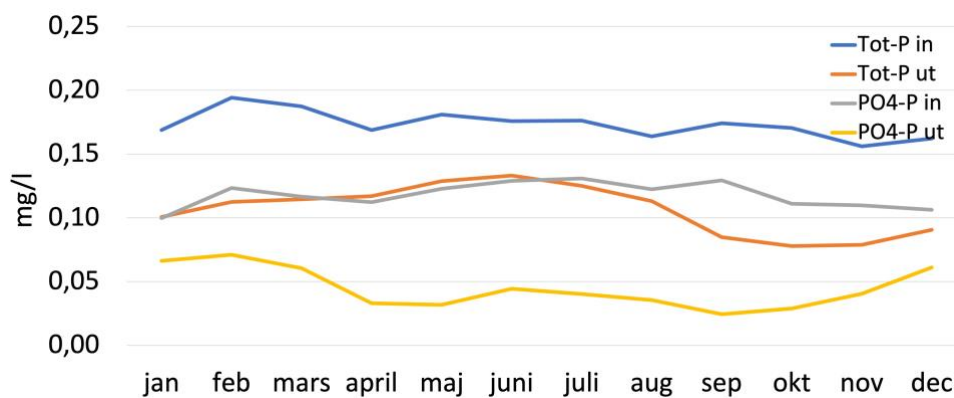


Figur 68. Kvävehalter Magle.

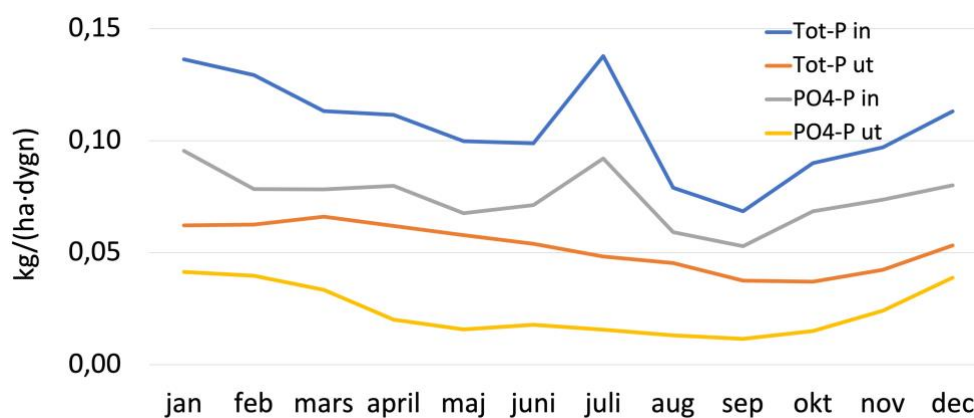




Figur 69. Flöde Magle.

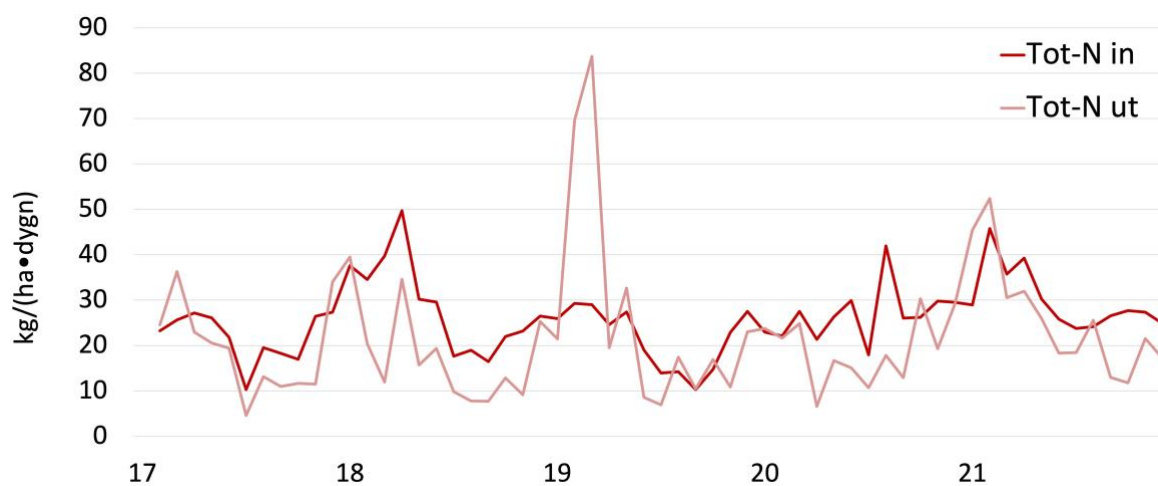


Figur 70. Inkommande och utgående fosforhalter i Magle våtmark varje månad, som ett medelvärde för åren 2007, 2008–2019 och 2022.

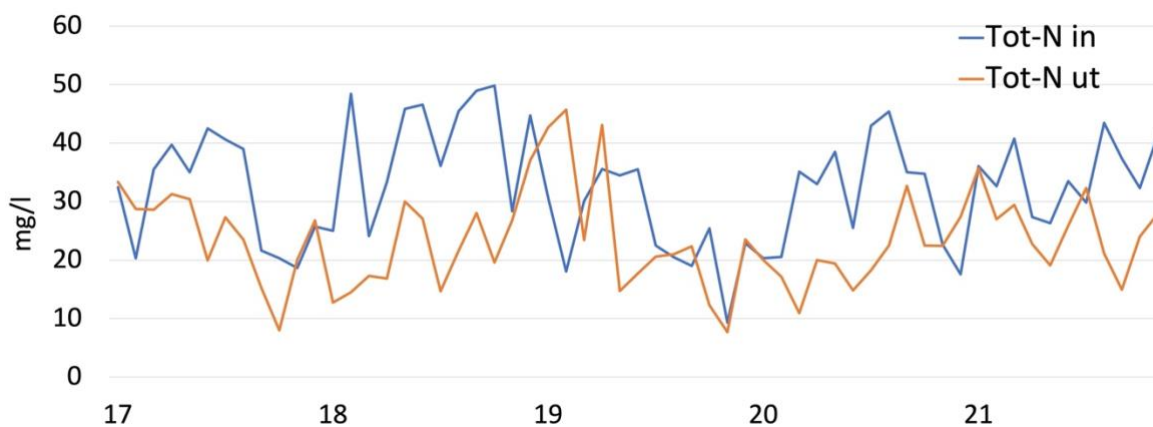


Figur 71. Inkommande och utgående fosformängder i Magle våtmark varje månad, som ett medelvärde för åren 2007, 2008–2019 och 2022.

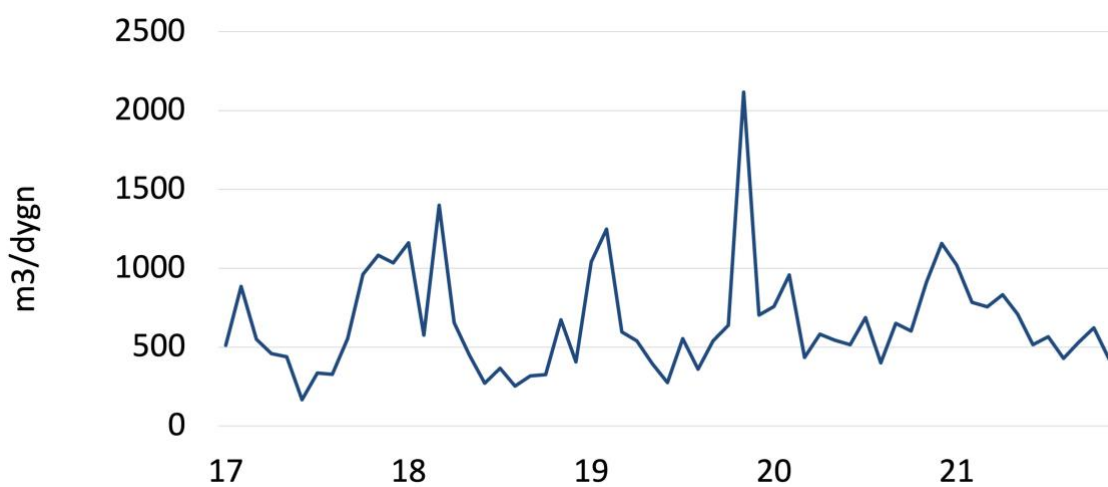
### 7.4.7 Örsundsbro



Figur 72. Kvävmängder Örsundsbro.

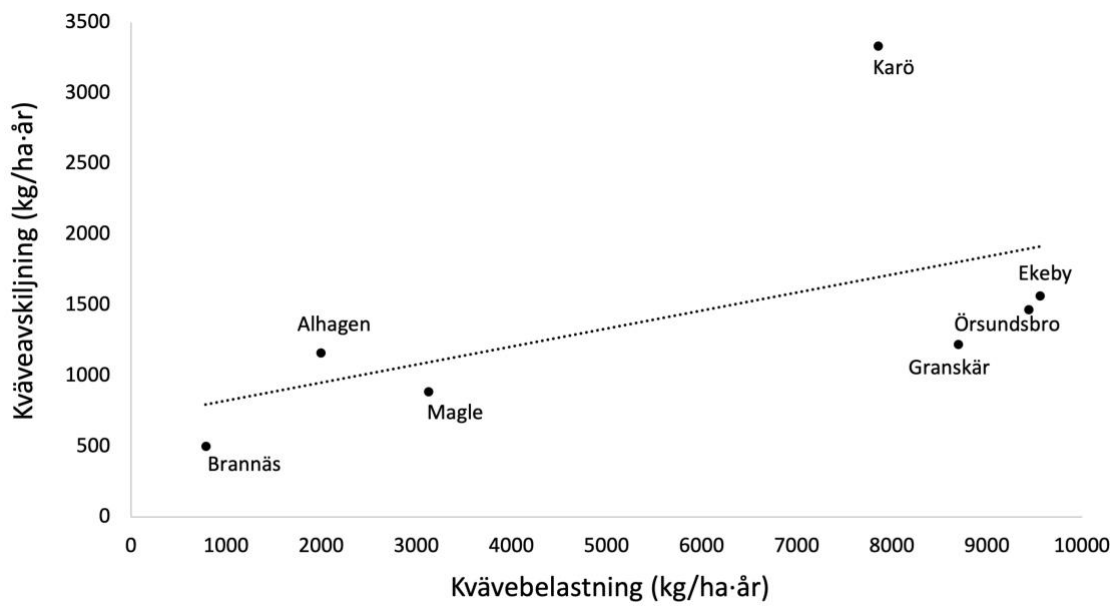


Figur 73. Kvävehalter Örsundsbro.

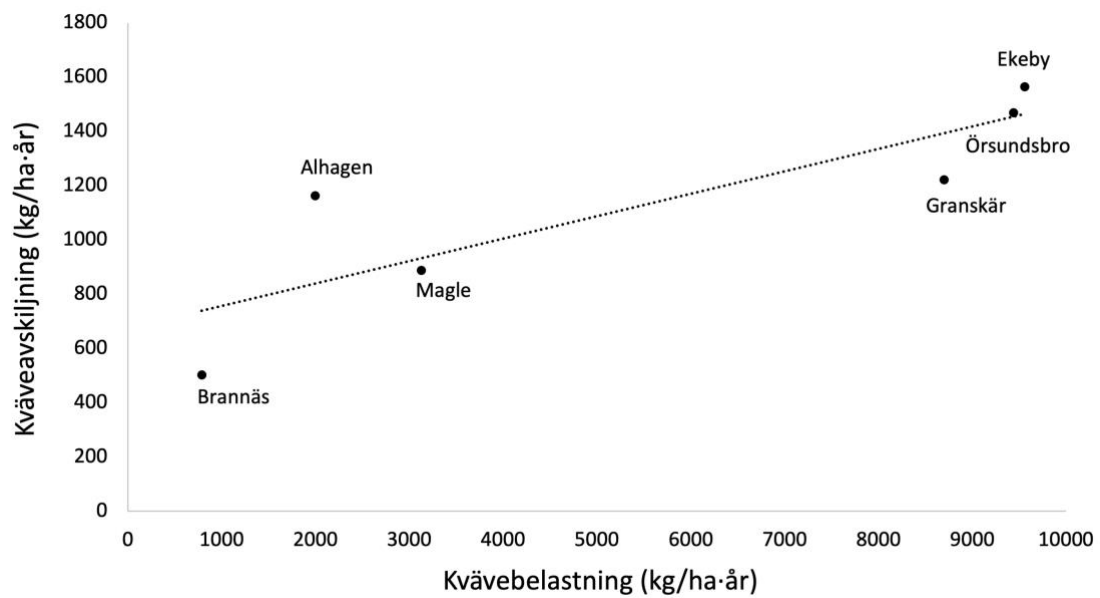


Figur 74. Flöde Örsundsbro.

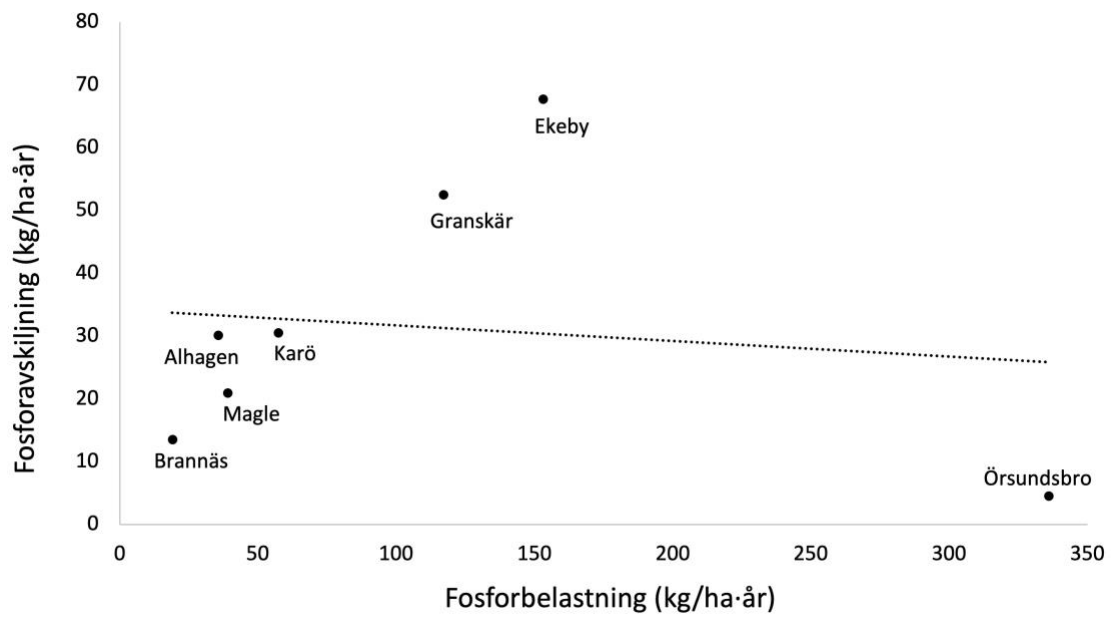
## 7.5 Regressionsanalys



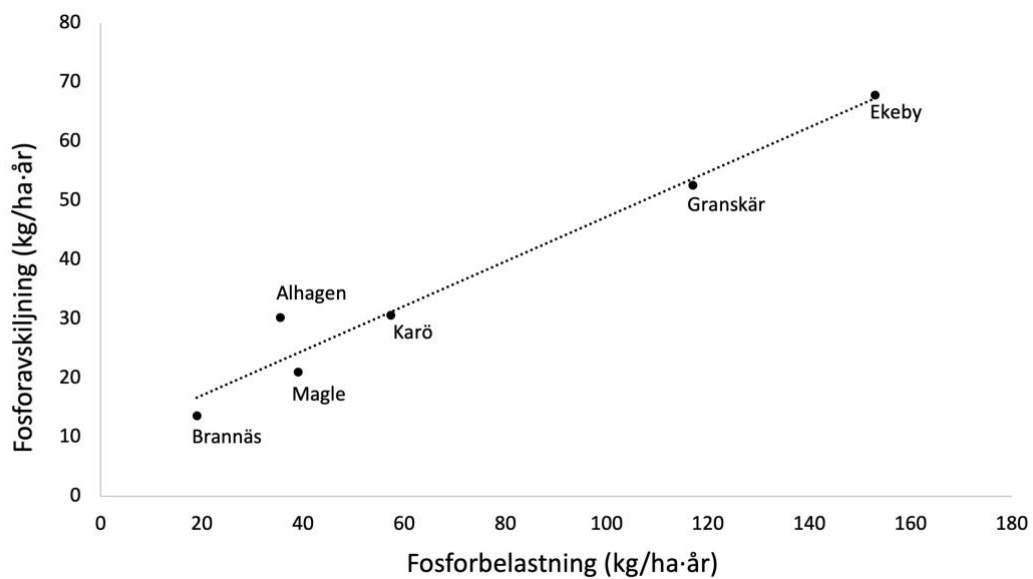
Figur 75. Linjär regression mellan kväveavskiljning och kvävebelastning (totalkväve) för samtliga studerade våtmarker.



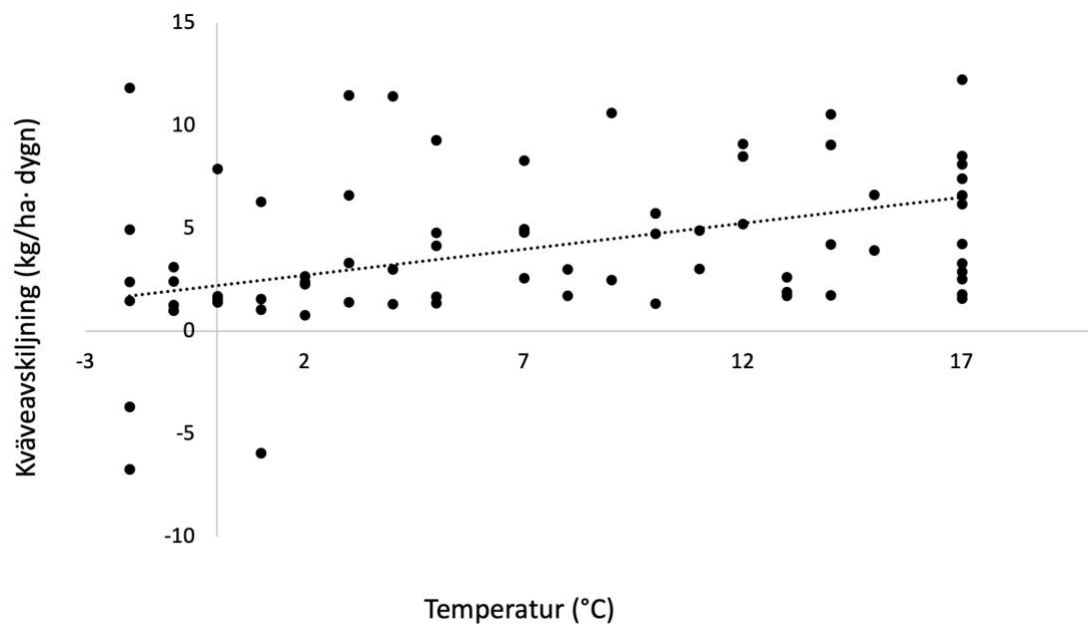
Figur 76. Linjär regression mellan kväveavskiljning och kvävebelastning (totalkväve) där Karö våtmark uteslutits.



Figur 77. Linjär regression mellan fosforavskiljning och fosforbelastning (totalfosfor) för samtliga studerade våtmarker.



Figur 78. Linjär regression mellan fosforavskiljning och fosforbelastning (totalfosfor) där Örsundsbro våtmark uteslutits.



Figur 79. Linjär regression mellan kväveavskiljning och temperatur för varje månadsmedelvärde för samtliga studerade våtmarker.