

Master Thesis
TVVR 20/5015

Utvärdering av anlagda våtmarker i Örupsåns avrinningsområde

Ett arbete om anlagda våtmarkers effekt
på vattenkvaliteten i Örupsån, Tomelilla
kommun

Emil Widén



Division of Water Resources Engineering
Department of Building and Environmental Technology
Lund University

Utvärdering av anlagda våtmarker i Örupsåns avrinningsområde

Ett arbete om anlagda våtmarkers effekt
på vattenkvaliteten i Örupsån, Tomelilla
kommun

Av:

Emil Widén

Master Thesis

Division of Water Resources Engineering

Department of Building & Environmental Technology

Lund University

Box 118

221 00 Lund, Sweden

Water Resources Engineering

TVVR-20/5015

ISSN 1101-9824

Lund 2020

www.tvrl.lth.se

Master Thesis

Division of Water Resources Engineering

Department of Building & Environmental Technology

Lund University

Swedish title: Utvärdering av anlagda våtmarker i Örupsåns
avrinningsområde – Ett arbete om anlagda våtmarkers
effekt på vattenkvaliteten i Örupsån, Tomelilla
kommun

English title: Evaluation of constructed wetlands in the Örupsån
river basin – A thesis on the effects of constructed
wetlands on the water quality in Örupsån, Tomelilla
municipality

Author: Emil Widén

Supervisor: Erik Nilsson

Examiner: Magnus Persson

Language Swedish

Year: 2020

Keywords: Jordbruksmark, näringsämnen, kväve, fosfor,
övergödning, vattenkvalitet

Förord

Det här examensarbetet har utförts våren 2020 som den avslutande delen på masterprogrammet i vattenresursteknik vid Lunds Tekniska Högskola, avdelningen för teknisk vattenresurslära i samarbete med Tomelilla kommun. Under arbetets gång har jag erhållit värdefulla lärdomar om miljöarbetet med våtmarker i landsbygdsmiljö och fått möjligheten att applicera mina kunskaper från utbildningen i ett omfattande arbete.

Ett stort tack riktas till min handledare Erik Nilsson från LTH:s avdelning för teknisk vattenresurslära för din hjälpsamhet och goda vägledning längs arbetets gång. Tack riktas även till Valentina Zülsdorff från Tomelilla kommun för din hjälp och guidning kring Örupsån och de anlagda våtmarkerna i avrinningsområdet.

Abstract

The agricultural land in Sweden is a major reason why a large amount of nitrogen and phosphorus is transported to rivers, lakes and the sea. Nutrient transport has consequences for the environment as the conditions for plant organisms change and eutrophication takes place. Wetlands are a natural part of the environment that have nutrient removing properties regarding nitrogen and phosphorus. During the last century, almost a quarter of Sweden's wetland area has been removed as a result of dewatering by trenching to convert the wetlands into agricultural land. This has led to both a greater amount of nutrients in the drainage and a reduced ability to separate nutrients in the drainage. The conversion of wetlands to agricultural lands has been particularly evident in southern Sweden where only about 10 % of the original wetlands remain as a result of dewatering. Tomelilla municipality in Skåne County has measured very high values of nitrogen and phosphorus in Örupsån, located in Tomelilla municipality. There are 8 constructed wetlands in the area that are intended to add biodiversity and nutrient removal. Tomelilla municipality now wants to improve their environmental work with the Örupsån river and its associated river basin to improve its water quality and this thesis is linked to this. In order to improve water quality, the distribution of the origin of the nutrients has been mapped in the catchment area and the landscaped wetlands have been evaluated. The evaluation of the wetlands was done by calculating their capacity to perform denitrification and sedimentation in combination with an analysis of nutrient concentrations over time as well as a mass calculation. The total nitrogen concentration has decreased by 31 % and phosphorus has decreased by 25 % during 2004 – 2019, which the implementation of wetlands accounts for 2.0 % of the reduction of nitrogen and 2.2 % of phosphorus. The total decrease is assumed to have been largely due to the uptake of surrounding land and water. To improve water quality in Örupsån, shallow and long wetlands can be placed adjacent to Örupsån to have a constant flow through wetlands with high concentrations that optimize nutrient removal.

Keywords: agricultural land, nutrients, nitrogen, phosphorus, eutrophication, water quality.

Sammanfattning

Jordbruksmarken i Sverige är en stor anledning till varför en stor mängd kväve och fosfor transporteras till vattendrag, sjöar och hav. Näringstransporten medför konsekvenser för miljön då växtorganismers förutsättningar förändras och övergödning sker. Våtmarker är ett naturligt inslag i miljön som har näringsrenande egenskaper gällande kväve och fosfor. Under det senaste seklet har uppemot en fjärdedel av Sveriges våtmarksareal försvunnit till följd av utdikning för att omvandla marken till jordbruksmark. Detta har både lett till en större mängd näringsämnen i avrinningen samt en minskad förmåga att avskilja näringsämnen i avrinningen. Omvandlingen av våtmarker till jordbruksmark har varit särskilt tydlig i södra Sverige där bara ca 10 % av de ursprungliga våtmarkerna återstår till följd av utdikning. Tomelilla kommun i Skåne län har uppmätt mycket höga värden av kväve och fosfor i Örupsån som är belägen i Tomelilla kommun. I området finns 8 anlagda våtmarker som är tänka att tillföra biologisk mångfald och näringsrening. Nu vill Tomelilla kommun förbättra sitt miljöarbete med Örupsån och dess tillhörande avrinningsområde för att förbättra dess vattenkvalitet och det här arbetet är kopplat till detta. För att förbättra vattenkvaliteten har fördelningen av ursprunget till näringsämnena kartlagts i avrinningsområdet och de anlagda våtmarkerna utvärderats. Utvärderingen av våtmarkerna gjordes genom att beräkna deras kapacitet att utföra denitrifikation och sedimentering i kombination med en analys av näringskoncentrationer över tid samt en massberäkning. Den totala kvävekoncentrationen har minskat med 31 % och fosfor har minskat med 25 % under 2004 – 2019, vilket anläggandet av våtmarkerna står för 2,0 % av minskningen av kväve och 2,2 % av fosfor. Den totala minskningen antas ha skett till största del genom upptag av kringliggande mark och vattendrag. För att förbättra vattenkvaliteten i Örupsån ytterligare föreslås att anlägga grunda och långa våtmarker i anslutning till Örupsån för att erhålla ett konstant flöde genom våtmarkerna med höga koncentrationer som optimerar näringsreningen.

Nyckelord: jordbruksmark, näringsämnen, kväve, fosfor, övergödning, vattenkvalitet.

Innehåll

Abstract	v
Sammanfattning	vii
Innehåll	ix
1. Inledning.....	1
1.1 Frågeställningar	2
2. Bakgrund	3
2.1 Svenska miljömål	3
2.2 Kommunernas arbete med våtmarker	4
2.3 Våtmarkstyper och definition.....	5
3. Teori	7
3.1 Vattenrening i våtmarker.....	7
3.1.1 Kvävecykeln.....	7
3.1.2 Fosforcykeln.....	9
3.2 Övergödning.....	9
3.3 Utformning av våtmarker	10
3.3.1 Geologi	10
3.3.2 Plangeometri och vattendjup.....	11
3.3.3 In- och utlopp	11
3.3.4 Växtlighet	12
4. Områdesbeskrivning.....	13
4.1 Statusklassning av Örupsån.....	18
5. Metodik	19
5.1 Data	19

5.2 Regressions- och korrelationsanalys	21
5.3 Uppskattning av andelen näringsämnen från jordbruksmark och reningsverk	22
5.4 Beräkning av kapacitet för näringsrening i våtmarkerna	23
5.4.1 Reningskapacitet kväve	23
5.4.2 Reningskapacitet fosfor	23
5.5 Massberäkning av kväve och fosfor	25
6. Resultat	27
6.1 Fördelning av näringskoncentrationer i Örupsån	27
6.2 Näringsreningskapacitet	29
6.2.1 Kväveavskiljning per delavrinningsområde	29
6.2.2 Fosfor	33
6.3 Framtagning av tidsserier över näringskoncentration	34
6.3.1 Kvävekoncentrationer	35
6.3.2 Fosforkoncentrationer	38
6.4 Massberäkning	40
6.4.1 Kvävetransport	40
6.4.2 Fosfortransport	42
7. Diskussion	45
7.1 Näringsämnenas ursprung i Örupsåns avrinningsområde	45
7.2 Våtmarkernas näringsreningskapacitet	45
7.3 Mätserier för kväve och fosfor	46
7.4 Massberäkning	47
8. Slutsatser	49
Referenser	51
Bilagor	54

1. Inledning

Sverige är ett land dominerat av skogsmark. Utöver skogsmarken så utgörs Sverige av mindre andelar jordbruksmark, myrar, gräsbevuxen mark, berg och bebyggd mark. Jordbruksmarken utgör ca 8 % av Sveriges landareal (SCB, 2019) och är främst koncentrerad till de södra delarna av landet. Skåne län uppgår till 45 % jordbruksmark och har således den största andelen jordbruksmark sett till dess landareal (SCB, 2019). Jordbruksmarken är en viktig resurs för samhället som förser oss med spannmål för konsumtion, men medför även risker för miljön. I jordbruksmarken odlas grödor som kräver växtnäring och för att tillsätta denna gödslas åkermarken. Vid plöjning av åkermarken rörs jorden om och näringsrik jord kommer upp till ytan. Nederbörden sköljer därefter undan en del av den tillsatta växtnäringen med avrinningen från åkermarken som leds vidare mot närliggande vattendrag. Jordbruket stod för 42 % av det kväve som tillförs haven och 35 % av fosfor (Jordbruksverket, 2020b). År 2014 tillfördes 114 600 ton kväve och 3340 ton fosfor till haven från svenskt jordbruk och andra mänskliga aktiviteter såsom reningsverk, enskilda avlopp industrier och deponier (Jordbruksverket, 2020b).

En risk som uppkommer från tillförseln av näringsämnen är övergödning av sjöar, vattendrag och hav. Stora mängder näringsämnen ger växtorganismer såsom alger i vattnet möjligheter att föröka sig i en takt utöver det naturliga och orsakar störningar i ekosystemet (Eniscoula, 2016). Den stora mängden biomassa som etablerar sig i sjöar, vattendrag och hav blockerar solljus från att nå växter som befinner sig under den etablerade biomassan och kan således inte fortsätta frodas i vattnet. Växterna dör därefter och komposterar på botten av vattenkroppen och konsumerar syret som i sin tur förhindrar livet för övriga organismer att leva i vattnet. För att förhindra övergödning kan våtmarker anläggas för att utnyttja dess naturliga egenskaper inom vattenrening för kväve och fosfor. I våtmarker så kan mikroorganismer etablera sig som konsumerar nitrat som spolas undan från jordbruksmarken i samband med nederbörd. Processen som mikroorganismerna genomför kallas denitrifikation och är en naturligt förekommande process som finns i syrefattiga miljöer där nitrat finns. I våtmarkerna kan även vattenflödet saktas ned vilket ger goda förutsättningar för sedimentering av fosforhaltiga partiklar som följer med avrinningen från jordbruksmarken.

I Sverige så har drygt en fjärdedel av de naturliga våtmarkerna försvunnit till följd av utdikning för att omvandla marken till jordbruksmark och i södra Sverige återstår endast ca 10 % av de ursprungliga våtmarkerna (Naturvårdsverket, 2019d). Våtmarker i södra Sverige har även visats uppnå en högre avskiljning än i resten av landet på grund av höga koncentrationer av näringsämnen från omkringliggande jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2009).

Tomelilla kommun i Skåne län har noterat mycket höga koncentrationer av kväve och fosfor i Örupsån vars avrinningsområde är i Tomelilla kommun (Nybro-Kabusa, 2020). Avrinningsområdet präglas av jordbruksmark, vilket dominerar även alldeles intill Örupsån. I avrinningsområdet har sedan 2002 8 våtmarker anlagts som främst är anlagda med syftet biologisk mångfald, men även näringsrening. I Örupsån har både koncentrationer av kväve och fosfor uppmätts överstiga gränsvärden och dess ekologiska status med avseende på näringsämnen bedöms vara otillfredsställande (Länsstyrelsen, 2017). Då Örupsån är i stort behov av förbättringsarbete gällande minskning av koncentrationer av kväve och fosfor så vill Tomelilla kommun utreda våtmarkernas effekt på den näringsbelastning som kommer från

omkringliggande jordbruksmark. Om en renande effekt från våtmarkerna kan tydas i Tomelilla kommun så kan det ge positiva tecken för att miljöarbetet varit framgångsrikt och fler våtmarker kan anläggas och tillföra bättre vattenkvalitet i vattendrag samt tillföra naturvärden till området. Anläggandet av nya våtmarker kan förbättra de påverkade ekosystemen och den minskade reningsförmågan i avrinningsområdet som uppkommit i samband med utdikningen av våtmarker och rätandet av diken och vattendrag.

För att utreda våtmarkernas inverkan på vattenkvaliteten i Örupsån så har syftet med det här arbetet har varit att utreda varifrån Örupsån har sitt största tillskott av näringsämnen, hur stor kapacitet våtmarkerna i avrinningsområdet har gällande avskiljning av näringsämnen, hur masstransporten utvecklats över tid samt hur våtmarker kan utformas i Örupsåns avrinningsområde.

1.1 Frågeställningar

Följande frågeställningar har inkluderats i arbetet:

- Varifrån har Örupsån sitt största tillskott av näringsämnen?
- Hur mycket kväve och fosfor kan de anlagda våtmarkerna i Örupsåns avrinningsområde avskilja från avrinningen från jordbruksmarken?
- Hur har koncentrationerna av kväve och fosfor förändrats mellan 2004 – 2019 i Örupsån i samband med anläggandet av våtmarker?
- Har en minskning av masstransporten skett i samband med anläggandet av våtmarker i Örupsåns avrinningsområde?
- Hur kan våtmarker utformas i Örupsåns avrinningsområde för att få så stor näringsrening som möjligt?

2. Bakgrund

2.1 Svenska miljömål

Sveriges riksdag beslutade år 1999 om att införa Sveriges miljömål vars innehåll definierar en god miljö som Sveriges miljöpolitik ska sträva efter att uppnå för att erhålla en hållbar utveckling och de globala målen i Agenda 2030 (Sveriges Miljömål, 2019). 1999 antogs målen som 15 olika miljökvalitetsmål i Sverige och 2005 antogs ett 16:e mål om biologisk mångfald (Naturvårdsverket, 2019b). Miljömålen används som utgångspunkt i Sveriges arbete med miljöfrågor och vägleder hur styrmedel används för miljöarbetet. Etappmålen är delmål i Sveriges miljöarbete, och dessa mål har som syfte att dela upp miljöarbetet i delmål för att kontinuerligt miljöarbete ska kunna underlättas. Etappmålen visar vad som är möjligt att genomföra i miljöarbetet och var insatser med resurser behövs i arbetet. Det kan sägas att etappmålen inte är mål för den önskvärda status på Sveriges miljökvalitet som är eftersträvad utan att de är vägledande för miljöarbetet som regeringen och myndigheter utövar (Etappmålen, 2019). Sveriges miljömål utgör tillsammans med etappmålen arbetet för att uppnå det övergripande målet inom Sveriges miljöarbete som är generationsmålet.

Generationsmålet definierar vilka värden som är av relevans att skydda samt vilken omställning som behöver göras inom en generation i samhället för att uppnå miljömålen. Generationsmålet beskrivs som (Sveriges Miljömål, 2018): *“Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser.”*. Det innebär att miljöarbetet ska försöka få ekosystem som skadats av exploatering att återhämta sig i Sveriges natur samt att bevara den biologiska mångfald och natur som finns inom ekosystemen. För att kunna åstadkomma målen behöver samhället hushålla med naturresurser och implementera en effektiv energianvändning och dessutom se över sina mönster inom konsumtion (Sveriges Miljömål, 2018).

Sveriges miljömål täcker stora delar av miljön inom landet. Det gäller allt från atmosfären, klimatet, fjällmiljö, sötvatten och hav. För att precisera det här arbetet har tre miljömål relaterade till vattenmiljön valts ut att belysas som bakgrund till arbetet. Miljömålen fungerar som övergripande riktlinjer för vilken riktning arbetet ska sträva efter att medföra positiv inverkan på vattenmiljön.

Ett av dessa miljömål är “Myllrande Våtmarker”. Sveriges riksdags definition av miljömålet lyder enligt följande: *“Våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet ska bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden”* (Naturvårdsverket, 2019c). Orsaken till att detta miljömål har upprättats är att många olika växter och djur som är hotade och missgynnade är beroende av våtmarker. Många våtmarker har påverkats negativt av avvattning, vattenverksamheter, skogsbruk, ökad kvävetillförsel, körskador samt att boskap inte längre betar i vissa våtmarker (Naturvårdsverket, 2019c). På grund av störningar i våtmarkerna så riskerar våtmarkerna att få en sämre förmåga för vattenrening och kollagring och sämre kapacitet att fördröja ytlig avrinning samt lägre biologisk produktion (Naturvårdsverket, 2019c).

“Ingen Övergödning” är ett annat miljömål som upprättats av Sveriges riksdag. Miljömålet lyder: *“Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig*

användning av mark och vatten.” (Naturvårdsverket, 2020a). I södra Sverige är problemen mer utbredda där en stor andel av markanvändningen är jordbruksmark, men förekommer även i resten av landet. Övergödningen leder till en förändring i ekosystemen i vattenmiljöer och dess närområden där växtligheten förändras och arter som vanligtvis trivs i näringsfattiga miljöer byter habitat och arter som trivs i högre halter av näringsämnen dominerar miljön. När näringsrikt vatten når havsmiljöer orsakar det övergödning men följderna att områden växer igen och algbloomning sker, som i sin tur leder till syrebrist på havsbotten. Vissa giftbildande alger utgör även ett hot mot människor och djurs hälsa. Det är därför av stor vikt att försöka minska utsläppen av näringsämnen till sjöar och vattendrag för att förhindra den förändring av ekosystemen som sker med dagens utsläpp, men samtidigt arbeta förebyggande mot övergödning (Naturvårdsverket, 2020a).

Det sista miljömålet som detta arbete fokuserar på är “Levande Sjöar och Vattendrag”, med definitionen: *“Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas.”* (Naturvårdsverket, 2020b). Miljömålet har kommit till då sjöar och vattendrag påverkas av människans aktiviteter både i och i dess närhet. Utsläpp av näringsämnen från jordbruksmark och rätande av vattendrag orsakar stor inverkan på vattendragens ekosystem och naturliga tillstånd. Då många växt- och djurarter är beroende av vattendragens naturliga ekosystem och variationer i vattenståndet så påverkas dom negativt av förändringar i miljön och kan söka sig till andra områden. Vattenmiljön fungerar även som källa för dricksvatten och för fiske vilket har ett stort värde för samhället. Rekreation i vattenmiljöer har även ett stort värde för nutida och kommande generationer (Naturvårdsverket, 2020b).

2.2 Kommunernas arbete med våtmarker

Naturvårdsverket har tagit fram förslag som Sveriges kommuner kan implementera i sitt miljöarbete för att uppnå målet “Myllrande Våtmarker” (Sveriges Miljömål, 2017b). I förslagen så uppmanas kommunerna att vid fysisk planering försöka synliggöra och väga in de värden som våtmarkerna tillför till närmiljön. Det kan exempelvis göras genom att i detaljplaneskedet belysa de värden som våtmarker tillför den biologiska mångfalden i området och vilka ekosystemtjänster de tillför. Kommunerna kan även samverka med grannkommuner för utveckling av den gröna infrastrukturen i regionen genom regionala handlingsplaner som även kan ge stöd för att målet myllrande våtmarker försöker uppnås (Sveriges Miljömål, 2017b). Då implementeringen av våtmarker görs i detaljplanen så är det av värde att naturligt förekommande arter i de lokala ekosystemen integreras i de grönområden där våtmarker anläggs. Genom att arterna trivs i sitt naturliga ekosystem främjas växtligheten och djurlivet i området och medför att området blir en attraktiv sevärdhet för invånarna i området.

Sveriges kommuner kan undvika att exploatera markområden som utgörs av våtmarker. Redan utsatta våtmarker bör prioriteras att inte exploateras framför våtmarker som är mindre påverkade av kringliggande miljö. Vid exploatering av en våtmark kan en kompensationsåtgärd genomföras, exempelvis restaurering av närliggande skadade miljöer för att bevara naturvärdet i området (Sveriges Miljömål, 2017b).

Kommuner kan använda sig av miljöbalken där skydd för våtmarker kan åberopas då våtmarken ligger i ett naturreservat. Våtmarker kan även räknas in i strandskydd och biotopskydd (Sveriges

Miljömål, 2017b). Underhåll av befintliga våtmarker samt restaurering av nya våtmarker är ett annat sätt kommuner arbetar med våtmarker. En kartläggning av vilken typ av skötsel som är nödvändig för våtmarken kan vara av värde för kommuner. Genom att kartlägga vilken typ av skötsel som är nödvändig kan prioriteringar göras på metoder och åtgärder samt användas som underlag vid samarbeten mellan kommuner och andra aktörer. Tjänster som tillhandahålls av ekosystem som rubbats kan återställas då våtmarkens hydrologi restaureras. Våtmarker kan användas som bete för djur eller underhållas med slätter vilket är ett annat alternativ för underhåll (Sveriges Miljömål, 2017b).

Havs- och vattenmyndigheten har sammanställt förslag på hur kommuner kan arbeta med miljömålet "Ingen Övergödning" (Sveriges Miljömål, 2017a). Arbetet innebär bland annat att kommuner kan pröva verksamheter och utföra tillsyn på verksamheter från vilka utsläpp av näringsämnen förekommer. Arbeta med teknikutveckling och samarbeten mellan olika aktörer ger möjligheter till att öka kunskapen hos dessa om vilka konsekvenser verksamheter kan åstadkomma relaterat till övergödning (Sveriges Miljömål, 2017a).

Verksamheter med näringsutsläpp från exempelvis transporter, uppvärmning, reningsverk kan hela tiden ges striktare utsläppskrav för att minska mängden näringsämnen som släpps ut i recipienter. VA-planeringen är en del av det här arbetet. Kommuner kan arbeta med att ansluta fler små avlopp till det kommunala VA-nätet och förbättra dagvattenhanteringen i kommunen för att förhindra näringstransporter till recipienter ytterligare. Långsiktig planering med vatten- och avloppsnät ger bättre möjligheter för att förhindra övergödningen (Sveriges Miljömål, 2017a).

2.3 Våtmarkstyper och definition

Definitionen av en våtmark är en marktyp där vatten finns strax under, i eller strax ovan markytan samt vegetationstäckta vattenytor. De gränser som definierar hur nära markytan vattnet befinner sig i en våtmark kan variera. För att kunna urskilja en våtmark från en annan marktyp kan vegetationen bestämmas. Har en markyta hydrofil vegetation som uppgår till minst 50 % av den befintliga vegetationen så kan marken kallas för en våtmark (Löfroth, 1991).

Våtmarker kan vidare indelas i olika typer av våtmarker beroende på vilken vegetation som befinner sig i våtmarken samt huruvida våtmarken påverkas av hydrologiska effekter från kringliggande vatten såsom sjöar, vattendrag och hav. Ett sätt att dela in våtmarker i olika kategorier är genom myrar, stränder och övriga våtmarker (Löfroth, 1991).

Myrar är en typ av våtmarker som inte påverkas i någon större utsträckning av sjöar och vattendrag. Majoriteten av inflödet av vatten sker genom nederbörd och hög grundvattennivå. Myrarna behöver topografiska förutsättningar som främjar kvarhållande av vatten, exempelvis mark och berggrund som ger dessa förutsättningar (Tonderski et al., 2002). Myrar kan exempelvis vara mossar. Mossar är ofta skogbevuxna med tallskog men kan också vara öppna. Kärr är en annan typ av myr där en del av inflödet kommer från närliggande vattendrag och sjöar. Kärrarna kan ha vegetation såsom buskar och träd och kallas då för sumpskog, medan de utan sådan vegetation enbart kallas för kärr. En tredje typ av myrar är blandmyrar som har inslag från både mossar och kärr (Löfroth, 1991).

Stränder är en annan typ av våtmarker som i större utsträckning har en större del av sitt inflöde från kringliggande sjöar och vattendrag och således en annan hydrologi. Stränder är ofta

områden intill sjöar och vattendrag samt hav där både öppna och skogbevuxna områden finns. De skogbevuxna stränderna kallas ibland strandskogar och sumpskogar (Löfroth, 1991).

De övriga våtmarker som finns är de våtmarker som har mindre än 3 dm torv och som inte ligger intill sjöar, vattendrag och hav. Det kan exempelvis vara fukthedar och fuktängar (Löfroth, 1991). Fukthedar upplever ofta fluktuationer i markens vattennivå och används ofta som betesmark (Naturvårdsverket, 2011). Anlagda våtmarker är en övrig typ av våtmarker som anlagts i syfte att användas som ett naturligt sätt att rena avrinning från kringliggande mark och eventuella reningsverk och för att öka den biologiska mångfalden (EPA, 2017).

3. Teori

3.1 Vattenrening i våtmarker

Våtmarker fungerar som naturliga reningsverk i vår miljö. Möjligheter att avskilja kväve och fosfor från ytlig avrinning finns då våtmarker kan belastas med stora flöden och trots detta ha en hög retentionstid vilket möjliggör denitrifikation samt sedimentering (Tonderski et al., 2002). Då våtmarker har växtlighet i en måttlig till hög utsträckning kan växtligheten fungera som mekaniska filter där suspenderade partiklar bromsas upp i flödet och enklare sedimenterar (Tonderski et al., 2002). Växtligheten fungerar även som biofilmssubstrat för mikroorganismer som konsumerar näringsämnen samt som kolkälla för denitrifikationsprocessen (Tonderski et al., 2002).

3.1.1 Kvävecykeln

Kväve förekommer framförallt i form av kvävgas (N_2) och nitroxa gaser (NO_x) i atmosfären samt nitrat- och ammoniumjoner i vatten (NO_3^- och NH_4^+). Kväve i dess olika former omvandlas genom en mängd olika processer, framförallt med hjälp utav levande mikroorganismer (Feuerbach, 2014). Omvandlingarna sker då organismerna konsumerar kväve för att erhålla energi och sedan använder kvävet för att bygga sin biomassa. I Sverige är oorganiskt kväve i form av nitratjoner är dominerande i södra delarna av landet där jordbruksmark dominerar landskapet. Organiskt kväve bundet till organiska partiklar är dominerande i de norra delarna av Sverige där skogsmark förekommer mer frekvent (Tonderski et al., 2002).

Nitrat och ammonium konsumeras av organismer, både växter och bakterier, längs vägen mot recipienten. De kvävehaltiga molekylerna byggs in i organismernas biomassa för att utgöra byggstenar i dess aminosyror och proteiner. Kvävet fortsätter sen antingen vidare i näringskedjan genom att organismerna konsumeras av högre organismer i näringskedjan eller sedimenterar till botten av recipienten vid organismens död. När organismen dött omvandlas kvävet i biomassan till ammonium genom ammonifikation av de bakterier som konsumerar de döda organismerna. Ammonifikation sker både vid aeroba och anaeroba förutsättningar. En del av det ammonium som produceras tas upp av bakterierna medan resten sprids i vattnet kring organismerna (Tonderski et al., 2002).

Ammonium kan därefter genomgå nitrifikation som är en process i två steg där ammonium omvandlas till nitrit (NO_2^-) och därefter till nitrat. Nitrifikation sker främst i ytskikten hos sediment i våtmarker, i vattnet samt i biofilm på ytor i våtmarken där mikroorganismer lever. För att nitrifikation ska kunna ske krävs aeroba förhållanden där syre finns tillgängligt för att kunna oxidera ammonium. Nitrifikationsbakterierna använder koldioxid som kolkälla. De kemiska reaktioner som sker genomgår två steg där ammonium oxideras till nitrit och därefter omvandlas nitrit till nitrat (Tonderski et al., 2002).

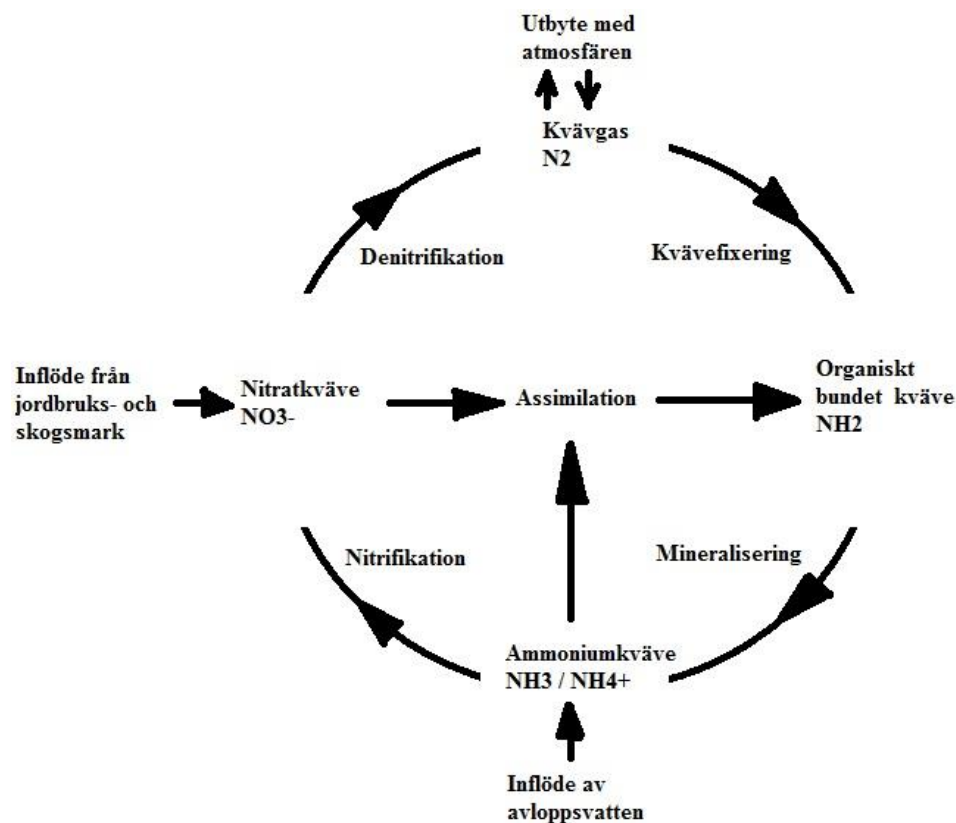


När nitrat bildas kan det användas av mikroorganismer genom denitrifikation. Då nitrat innehåller syre används nitraten som syrekälla. För att denitrifikation ska kunna ske krävs lång

retentionstid av vattnet för att låga syrehalter ska kunna åstadkommas. Vid låga syrehalter främjas de bakterier som åstadkommer denitrifikation. Mikroorganismerna som genomför denitrifikation behöver även en kolkälla vilket fås genom det organiska material som finns i våtmarken som är tillgängligt för oxidation (Tonderski et al., 2002).



Kvävgasen som bildas sipprar sedan upp genom vattnet och ut i atmosfären och blir en del av dess sammansättning. Samtliga delar av kvävet kretslopp presenteras i figur 3.1.



Figur 3.1. Kvävets kretslopp (Tonderski et al., 2002).

För att kunna åstadkomma den här processen med optimala förhållanden krävs en lång retentionstid av vattnet, god tillgång till organiskt material och syrefattiga förhållanden. Desto längre vattnet hålls kvar i våtmarken desto högre reningseffekt får den (Feuerbach, 2014). PH-värden bör ligga mellan 6 - 9 samt temperaturen bör ligga mellan 0 - 30 °C. Den syrefattiga miljön kan variera i våtmarken och ger således olika möjligheter till denitrifikation i olika skikt i våtmarken (Tonderski et al., 2002).

3.1.2 Fosforcykeln

Fosfor förekommer i vattensammanhang i form av fosfat (PO_4^{3-}), organiska föreningar samt bunden fosfor till partiklar (Feuerbach, 2014). Fosfor är mycket reaktivt och binder sig enkelt med partiklar i jord och sediment. På grund av det så är fosfor svårtillgängligt för organismer som utnyttjar ämnet. En konsekvens av detta är att fosfor ofta är det begränsande ämnet för organismernas tillväxt i sötvattenmiljöer (Tonderski et al., 2002).

Den form utav fosfor som är dominerande i jordbruksmiljö är ofta partikulärt bunden fosfor. Då fria fosfatjoner finns tillgängliga i vattnet tas det snabbt upp av mikroorganismer och gröna växter för att inkorporeras i dess biomassa. Den snabba upptagningen sker eftersom fosfor är det ämne som är begränsad i vattnet för organismerna och stor konkurrens om den tillgängliga fosfor som finns existerar bland organismerna. En viss del av det fosfat som finns tillgängligt hinner inte tas upp av organismerna och adsorberas till ytor hos mineralkomplex i vattnet samt i sediment. Då fosfat upptagits av organismer förs det vidare i näringskedjan genom att högre stående organismer konsumerar lägre organismer. När organismerna dör och bryts ned utsöndras även fosfat från biomassan. Döda organismer och även vissa levande organismer sedimenterar till botten av våtmarken varvid fosfatet ackumuleras i sedimenten. Även de mineralkomplex som bildas då det lösta fosfatet reagerar med komplex i vattnet sedimenterar och utgör på så vis en del av de sediment som uppstår i botten av våtmarken. Då fosfor inte omvandlas till en gas måste den istället sedimentera i våtmarken (Feuerbach, 2014) vilket kräver att en våtmark utformas så att en hög retentionstid av vattnet i våtmarken erhålls. Fosfatet kan sedan återigen tas upp av mikroorganismer och växter från sedimenten för att ingå i dess biomassa (Tonderski et al., 2002).

3.2 Övergödning

Alger är en typ av mikroskopiska organismer som genomför fotosyntes och lever i vatten. Det finns många tusen olika arter av alger som lever i vattenkroppar (SMHI, 2017). Då någon av tillväxtfaktorerna för fotosyntes finns i överflöd, såsom solljus, koldioxid eller näringsämnen så ökar tillväxten av alger i en vattenkropp väsentligt. Algblooming sker då tillväxten av alger fortgår i en mycket hög och okontrollerad takt och bildar en stor biomassa i vattenkroppen. Då tillräckligt stor algblooming skett blockeras solljus från att nå övriga växtorganismer i vattenkroppen och medför att fotosyntesen inte kan fortgå för växterna som således dör och komposteras på botten. När algerna nått slutet av sin livscykel dör de och sjunker till botten där även de komposteras. Vid komposteringen utnyttjas syret i vattnet av de mikroorganismer som bryter ned biomassan och lämnar ett syrefattigt vatten där andra levande organismer inte klarar av att leva och minimerar mångfalden på organismer som lever i vattnet (Eniscoula, 2016).

När tillräckligt stora mängder biomassa komposteras i vattenkroppen kan anoxiska tillstånd skapas om syretillförseln är mindre än syreåtgången för komposteringen. Vid anoxiska tillstånd finns syre bundet i molekyler tillsammans med kväve i form av nitrat och nitrit. Konsumeras syret i dessa molekyler skapas ett anaerobiskt tillstånd där vattnet är fullständigt fritt från både fria syremolekyler och syre bundet i andra molekyler (Eniscoula, 2016).

Jordbruket har en stor inverkan på övergödning i sjöar och vattendrag. För att åstadkomma bättre skörd på jordbruksmark så berikas växterna med gödsel och konstgödsel med höga koncentrationer av näringsämnen. All det gödsel som tillförs åkermarken tas inte alltid upp av de grödor som odlas vilket medför en urlakning av näringsämnen till grundvatten som transporteras

vidare mot vattendrag. Även ytlig avrinning vid nederbörd flödar till närliggande diken och vattendrag och transporteras sedan vidare mot recipienter. Då jordbruksmark ofta täcker stora ytor och gödslingen sker över dessa är det ofta svårt att hantera det näringsläckage som sker då avrinning är spridd över stora ytor jämfört med exempelvis tätorter, industrier och andra punktkällor (SMHI, 2018b).

Näringskoncentrationerna varierar under året beroende på upptaget som sker av alger i vattnet. Under höst och vintermånader sker ett mindre upptag på grund av att mindre solljustimmar råder samt att större flöden är förekommande pga. den högre nederbörden (Marchetti et al., 1992). Nettoeffekten blir då att kvävekoncentrationerna ökar i vattendragen. Fosforkoncentrationer i vattendrag är svårare att se ett samband i årsvariationer, men generellt kan högre koncentrationer uppmätas under vintermånader då ett mindre upptag sker hos algerna i vattendragen (Marchetti et al., 1992). I Örupsån har högre koncentrationer av kväve- och fosfor uppmätts under vintermånader jämfört med sommarmånader där kväve uppmäter värden mellan 6000 - 10000 µg/l under sommarmånader och 10000 - 14000 µg/l under vintermånader medan fosfor inte uppvisar samma stora variation under året utan ligger ofta mellan 40 – 120 µg/l (SMHI, 2018a).

3.3 Utformning av våtmarker

3.3.1 Geologi

Markens sammansättning vid våtmarken är av betydelse och olika jordarter kan ge olika resultat på våtmarkens utformning. Jordarter med hög lerhalt har goda tätningsegenskaper och kan hålla kvar vattnet i våtmarken jämfört med större kornstorlekar i jordarter som exempelvis sand och grus. Anledningen till lerans goda tätningsförmåga är pga. jordartens låga permeabilitet. Jämförs lerans permeabilitet med grus och sand så sker ett väsentligt lägre flöde genom leran jämfört med sand och grus. Dock har de tre jordarterna porositet, men lerans porer är så pass små att vattenflödet har svårigheter att rinna genom dem (Fetter, 2014). Lerjordar är även motståndskraftiga mot erosionspåverkan av regn samt vågrörelser i vattnet. Sand och grus är känsligare mot denna typ av påverkan och riskerar att sköljas undan vid kraftigare regnintensiteter (Feuerbach, 2014).

Vallbyggnad är en av de mest kritiska delarna av en våtmark som inte bör byggas högre än 2 m och bör inte anläggas nära andra viktiga objekt såsom vägar och hus (Feuerbach & Strand, 2010). Vid vallbyggnad kring en våtmark kan tunga lerjordar hållas stabila vid lutningar på upp till 1:1 medan lerjordar med lägre densitet klarar att hålla sig stabila vid 1:2 eller lägre lutningar. Det är dock viktigt att leran i en vall täcks med ett annat jordmaterial exempelvis sand för att förhindra torrsprickor då nederbörden och luftfuktigheten är låg. Vallar kan också med fördel byggas av mullhaltiga matjordar som kan etablera ett utanpåliggande gräställe som håller vallen på plats vid erosionspåverkan (Feuerbach, 2014).

Våtmarker som anläggs på jordarter med hög sandhalt kan dock bli användbara efter en tids användning då våtmarkerna åldras. Växtligheten som dör och förmultnar på botten av våtmarken hjälper då till att täppa igen porer där vattenflöde ut ur våtmarken sker ner i jorden. Det organiska materialet lägger sig då som ett sedimentlager på botten av våtmarken (Feuerbach, 2014).

3.3.2 Plangeometri och vattendjup

En våtmark som anläggs bör ha ett L/B-förhållande (längd/bredd) som uppgår till 2:1 - 4:1 för att uppnå en god hydraulisk effektivitet (Tonderski et al., 2002). På så vis utnyttjas större andel av vattenvolymen för denitrifikationsbakterier som kan etablera sig i vattnet. I och med att längden på våtmarken mellan dess in- och utlopp är längre än bredden medför detta även större möjligheter för partiklar med bundet fosfor att sedimentera innan utloppet (Tonderski et al., 2002).

För att uppnå en optimerad näringsrening i en våtmark med detta huvudsyfte så har vattendjupet en stor betydelse. Som nämnt i föregående sektion om stränder medför ett mindre vattendjup högre temperatur som påskyndar denitrifikation. Med avsikt på fosforrening så är ett mindre vattendjup mycket fördelaktigt då även de mindre partiklarna hinner sedimentera då den vertikala sträckan partiklarna behöver sjunka ned längs med är kortare. I kombination med en längre sträcka som vattenflödet rinner längs med medför det större avskiljning av fosforrika partiklar. Placeras bankar längs med botten av våtmarken tvärgående mot flödesriktningen finns möjlighet för tät växtlighet att etablera sig på bankarna. Växtligheten medför i sin tur en bromsande effekt på flödet som filtrerar ut fosforrika partiklar (Feuerbach, 2014). Tvärgående djupzoner i flödesriktningen kan öka den hydrauliska effektiviteten samt minska hastigheten på flödet som är fördelaktigt för sedimentering (Tonderski et al., 2002). En hög hydraulisk effektivitet innebär att flödet är fördelat jämt över våtmarken och utnyttjar en stor del av dess volym vilket är fördelaktigt för sedimenteringen (Godecke et al., 2017).

3.3.3 In- och utlopp

Inloppet till våtmarken kan vara av olika slag. Dels kan fria inlopp med öppen vattenyta användas från bäckar och skogsdiken men även inloppsrör från bäckar går att använda. En våtmark som anläggs i direkt anslutning till en bäck eller dike får sin tillförsel genom en öppen vattenyta (Feuerbach, 2014). Vatten från bäckar och diken kan dra med sig kvistar och löv som eventuellt orsakar dämningar i det fria inloppet som i sin tur stryper tillflödet av vattentillförsel till våtmarken. En åtgärd som kan förhindra dämning är att anlägga en mindre fångdamm innan våtmarken som samlar upp det organiska material som dragits med i diket eller bäcken (Feuerbach, 2014). I fångdammen ges även möjlighet för sedimentation av större partiklar. Efter fångdammen bör vattenflödet ha en mindre andel organiskt material som tillförs våtmarken. Om det är så att det inte finns möjlighet att ansluta våtmarken direkt till ett mindre vattendrag kan anslutningsrör användas för att avleda vatten från ett vattendrag till våtmarken. Anslutningsrörets inlopp gör det möjligt att lättare dimensionera våtmarken utifrån rörets flödeskapacitet genom att anlägga det på en fixerad höjd som dessutom möjliggör ett konstant inflöde som förhindrar torrläggning av vattendraget röret är anslutet till (Feuerbach, 2014). Det finns dock en risk för att inloppsröret fångar upp kvistar och löv, då kan det vara nödvändigt att installera en böj på inloppsröret som förhindrar att grenar flyter in och fastnar i det. En annan lösning kan vara att anlägga en rensbrunn mellan intaget från vattendraget och våtmarken där grenar, löv och andra föremål fångas upp (Feuerbach, 2014).

Utloppet från en våtmark dimensioneras med hänsyn till större flöden under vår och höst (Feuerbach, 2014). Det är viktigt att säkerställa att våtmarken inte dräneras genom andra utlopp än just det avsedda för dimensioneringen, annars riskerar våtmarken att torrläggas och medföra dyra åtgärdsarbeten. Utloppsröret bör vara större än inloppsröret då tillförsel av vatten kan

komma från andra källor än enbart inloppsröret, exempelvis nederbörd, grundvattenflöden eller yttlig avrinning. Vid igensättning av utloppsröret eller vid höga regnintensiteter behöver en reservväg för vattnet finnas för att inte våtmarken ska svämma över. För detta ändamål kan säkerhetsrör anläggas vid våtmarkens högsta vattennivå. Säkerhetsrören bör vara av dimensioner som är 400 mm eller större för att inte grenar ska fastna i dom. Rören behöver också en marktäckning av minst 600 mm jord för att inte tjällyftning under vinterhalvåret ska ändra dess placering (Feuerbach, 2014).

In- och utlopp placeras bäst så långt ifrån varandra som möjligt i en våtmark vars syfte är näringsrening. Anledningen till detta är att utnyttja hela våtmarkens volym och sträcka för sedimentation av fosforrika partiklar och för att fördela kvävet i hela våtmarkens volym. För att erhålla en lägre hastighet på flödet som i sin tur ger partiklar större möjlighet att sedimentera kan ett djupare parti av våtmarken anläggas vid inloppet som grundas upp successivt till medeldjupet i våtmarken (Feuerbach, 2014). Vid högre halter av näringsämnen i inloppsvattnet kan flera inlopp användas för att enklare fördela näringsämnena över våtmarken. Att utforma våtmarken med flera olika inloppspunkter är inte alltid möjligt av olika skäl och då kan det vara nödvändigt att försöka sprida vattnet på något annat vis. Om en djupare del vid inloppet används kan en undervattensvall anläggas för att det inkommande vattnet ska kunna flöda mot den och på så vis spridas ytterligare i den mottagande vattenvolymen (Feuerbach, 2014).

3.3.4 Växtlighet

Växtligheten som etableras i och kring en våtmark är beroende av hur mycket frön från kringliggande vegetation som sprids till våtmarken, vilka villkor som finns för grodd samt de lokala förutsättningarna för växtligheten som finns. Strax efter anläggandet av våtmarken och några år framåt är det vanligt att lågproduktiva arter etablerar sig, vanligen sådana som inte har god konkurrensförmåga samt inte växer i vattnet (Tonderski et al., 2002).

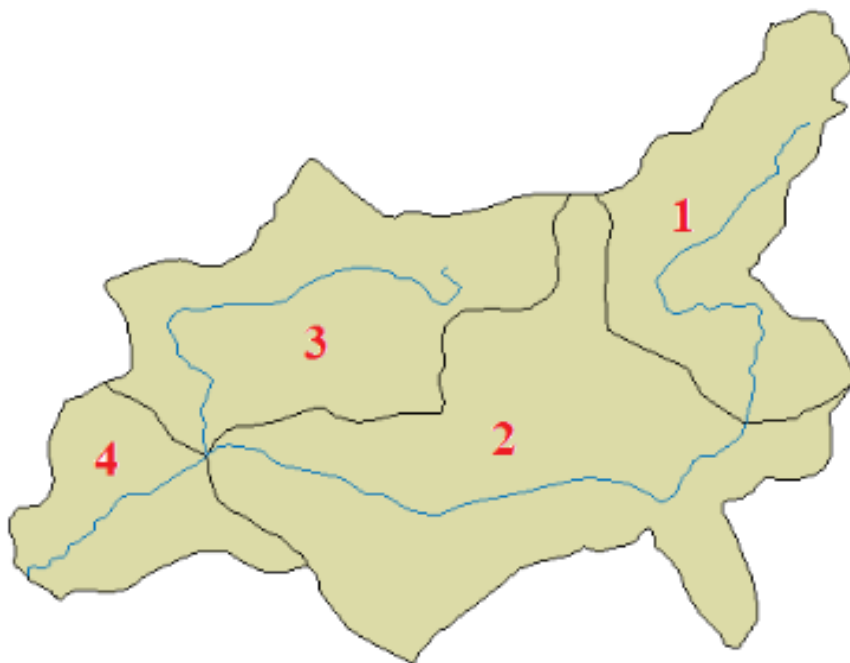
Bladvass har en hög produktion av biomassa och etablerar som vanliga i grunda, ostörda vattenområden (Tonderski et al., 2002). Vattendjupet som bladvass kan etablera sig till uppgår till 2 m djup (Tonderski et al., 2002). Då vassen har en hög produktion av biomassa samt växer tätt så finns fördelar för näringsrening. Det är dock viktigt att våtmarken inte växer igen fullständigt då den hydrauliska effektiviteten försämras (Tonderski et al., 2002).

4. Områdesbeskrivning

Örupsån är ett vattendrag av naturlig härkomst som sträcker sig 21 km i Tomelilla kommun i sydöstra Skåne och kan ses i figur 4.1. Till Örupsån ansluter Välaån som rinner genom Tomelilla tätort. Avrinningsområdet uppgår till 52,3 km² och består av ca 80 % jordbruksmark, 10 % hedmark och 10 % skogsmark (SMHI, 2018a). Medelvärde på den normala årsnederbörden för området uppgick mellan 1961-1990 till 700 mm/år (SMHI, 2009a) och medelvärdet på den normala årsavdunstningen uppgick mellan 1961-1990 till 500 mm/år för området (SMHI, 2009b). Avrinningsområdet indelas vidare in i fyra olika delavrinningsområden, vilka visas i figur 4.2.

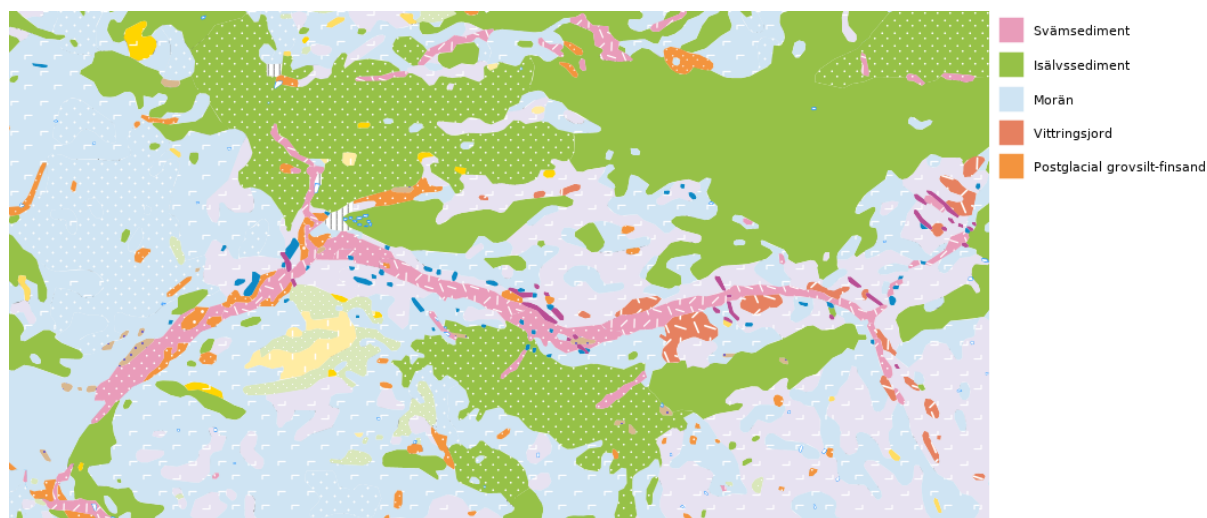


Figur 4.1. Örupsåns placering i Skåne län (Google Maps, 2020)



Figur 4.2. Örupsåns 4 olika delavrinningsområden.

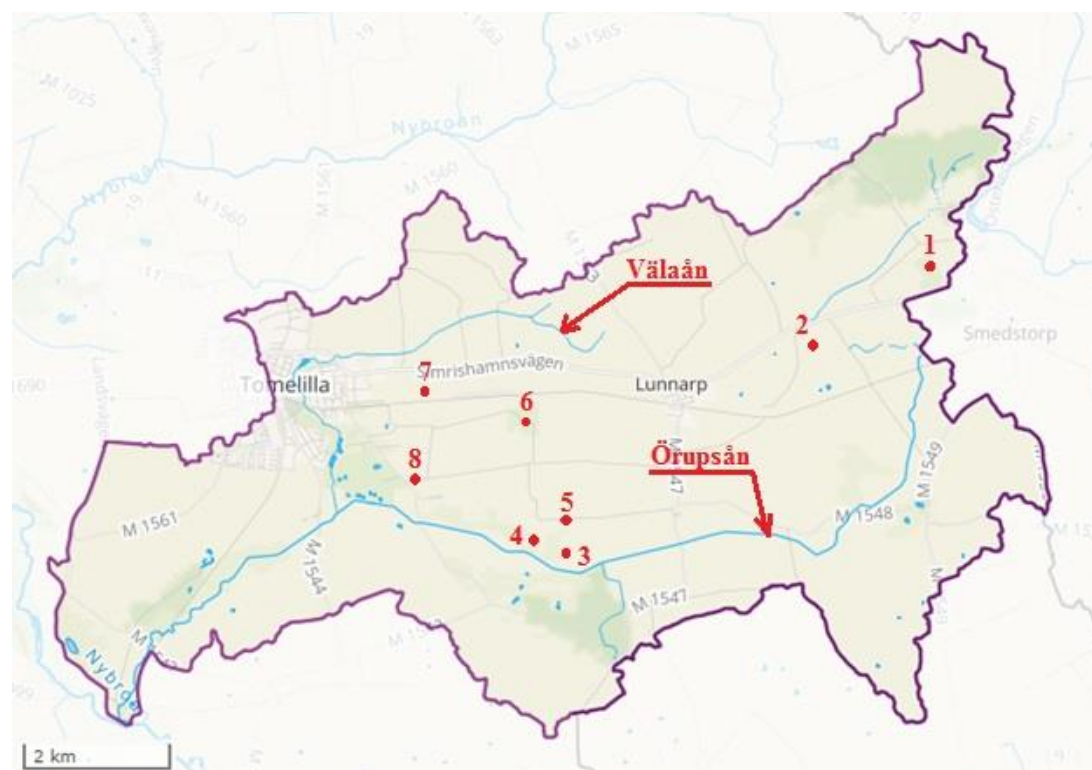
I Örupsåns närliggande område finns främst ler- och silthaltiga svämsediment och vittringsjordar samt postglacial grovsilt och finsand (SGU, 2020). Avrinningsområdet består till större delen av isälvsediment och morän (SGU, 2020). Avrinningsområdets geologiska sammansättning visas i figur 4.3.



Figur 4.3. Urklipp från SGU:s jordartskarta över Örupsåns avrinningsområdes geologiska sammansättning (SGU, 2020).

I avrinningsområdet finns åtta anlagda våtmarker varav sju av våtmarkerna har huvudsyftet biologisk mångfald och en av våtmarkerna, våtmark 3, har huvudsyftet näringsrening. Samtliga våtmarker är anlagda mellan 2002 och 2019 och varierar i storlek mellan 0,06 och 4,38 hektar.

Anlagda våtmarkers placering presenteras i figur 4.4 samt dess storlek och anläggningsår i tabell 4.1.



Figur 4.4. Örupsåns avrinningsområde med våtmarker (Vattenatlas, 2020).

Tabell 4.1. Anlagda våtmarkers storlek och anläggningsår i Örupsåns avrinningsområde.

Nummer	Storlek (ha)	Anläggningsår
1	0,06	2019
2	3,63	2004
3	4,38	2004
4	0,06	2015
5	0,22	2015
6	0,13	2019
7	0,31	2002
8	0,67	2010

Våtmarken för näringsrening är anlagd år 2004 i en betesmark sydväst om Lunnarp intill Örupsån och uppgår till 4,38 hektar. Placeringen är vid lågpunkten för hela betesmarken. Den är uppdelad i två huvudområden där en vattenyta är anlagd på en högre höjdnivå och den andra vattenytan är anlagd på en lägre höjdnivå. Inflödet sker via dräneringsrör från kringliggande åkermarker som mynnar i mindre stenrösen kring våtmarken. Avrinningen sker längs med markytan ned till våtmarken genom växtbeksäddade ytor. I figur 4.5 visas en mer detaljerad bild på våtmarken för näringsrening.



Figur 4.5. Urklipp på våtmark 3 som har syftet näringsrening (Google Maps, 2020).

Vattnet ankommer först till den övre vattenytan som är belägen på en högre höjd. Den här delen av våtmarken har en triangulär form. Den bredare nedre sidan av vattenyta är ca 22 m lång och längden uppgår till ca 27 m. Utloppet från den här delen sker via ett rör som är anslutet till en rensbrunn. På andra sidan brunnen rinner vatten ut genom ett rör till en yta som också är växtbeksädd och fortsätter rinna med gravitationsflöde genom betesmarken tills att vattnet når den nedre vattenytan. Den nedre delen av våtmarken har en rektangulär form med två kortsidor på 7 m och två långsidor som uppgår till 45 m. Här fördelas vattnet längs med ena kortsidan av vattenytan via ett stenröse. Vattnet regleras här med ett nivå rör och har sitt utlopp i den andra kortsidan av våtmarken via ett rör som går genom en rensbrunn och sen fortsätter via ett rör som leder vidare vattnet mot Örupsån.

Våtmark 3 utgör ett exempel på hur en våtmark kan anläggas med huvudsyftet näringsrening. Denna våtmark och samtliga övriga anlagda våtmarker kommer att analyseras utifrån deras inverkan på näringsrening i avrinningsområdet trots att de övriga har huvudsyftet för biologisk mångfald.



Figur 4.6. Övre vattenytan i våtmarksområdet 2020-04-23. Foto: Emil Widén.



Figur 4.7. Nedre vattenytan i våtmarksområdet 2020-04-23. Foto: Emil Widén.

De utsläppskällor som finns i området är dels den kringliggande jordbruksmarken som dominerar landskapet (SCB, 2019), Rosendals avloppsreningsverk och Ingelsta Gården AB (Nilsson, 2020). Ingelsta Gården AB och andra eventuella andra belastningskällor i avrinningsområdet antas vara försumbara då jordbrukslandskapet och Rosendals avloppsreningsverk står för majoriteten av tillförseln av näringsämnen. År 2004 beräknades Örupsån ha mycket stora arealspecifika förluster av kväve från omkringliggande jordbruksmark och ca 18 % av kvävetillförseln kom från Rosendals avloppsreningsverk (Ternsell, 2004). Även år 2007 uppskattades stora arealspecifika förluster både för fosfor och kväve från kringliggande jordbruksmark till Örupsån (Fjällstedt & Sjöström, 2007).

4.1 Statusklassning av Örupsån

För 2017 års statusklassning uppnår Örupsån måttlig ekologisk status och otillfredsställande kemisk status (Länsstyrelsen, 2017). Örupsåns avrinningsområde bedöms ha en påverkansgrad av mänsklig verksamhet som överstiger 15 % vilket medför dess måttliga ekologiska status (Länsstyrelsen, 2017). Den främsta kvalitetsfaktorn som påverkat Örupsån är morfologiska påverkningar. Morfologiska påverkningar kan innebära att vattendraget är rätad, rensad, kanaliserad, invallad eller att dess fysiska utformning är förändrad på något vis (Länsstyrelsen, 2007). Örupsån lider dessutom av övergödning och dess ekologiska status med avseende på näringsämnen är drabbad av detta också. För att motverka övergödning i vattendraget krävs stora samhällsekonomiska insatser som bedöms överstiga nyttan med minst 3 gånger vilket medför hinder för arbetet mot god ekologisk status (Länsstyrelsen, 2017).

De särskilt förorenande ämnen i Örupsån är ammoniak och nitrat som uppmätts över gränsvärden i vattendraget. Påväxt av kiselalger har noterats i Örupsån vilket är ett tecken på höga kvävehalter i vattendraget (Länsstyrelsen, 2017). Mätningar som gjort på fosfor visar att även höga halter av fosfor har uppmätts mellan 2013 – 2017 där årsmedelvärdet uppgår till 83 µg/l. För att uppnå god ekologisk status i Örupsån med hänsyn till näringsämnen behöver årsmedelkoncentrationen av fosfor minska med 48 µg/l ned till 35 µg/l (Länsstyrelsen, 2017).

5. Metodik

5.1 Data

Datan som varit relevant för projektet är flöden, koncentrationer av näringsämnen, årsrapporter från Vattenrådet för Nybroån, Kabusaån och Tygeån, jordbruksareal från Jordbruksverket samt näringsläckagedata från SLU. Följande data har insamlats:

Tabell 5.1. *Indata till arbetet.*

Typ av data	Period	Tidssteg	Källa
Uppmätta kväve- och fosforkoncentrationer i Örupsån i nedströms punkt om anslutning av vattendrag från Tomelilla, se figur 5.1	1982-09 till 2008-12 2013-05 till 2019-12	Månadsvis	(SLU, 2020)
Uppmätta kväve- och fosforkoncentrationer i Örupsån i uppströms punkt om anslutning av vattendrag från Tomelilla, se figur 5.1	1982-11 till 2008-12	Månadsvis	(SLU, 2020)
Uppmätt belastning kväve och fosfor från Rosendals Avloppsreningsverk	1990 till 2018	Årsvis	(Nilsson, 2020)
Modellerade kväve- och fosforkoncentrationer i Örupsån från delavrinningsområden	2004-01 till 2018-12	Månadsvis	(SMHI, 2018a)
Årsrapporter	2004 till 2019	Årsvis	(Nybro-Kabusa, 2020)
Åkerareal i Skånes kommuner	2004 till 2018	Årsvis	(Jordbruksverket, 2020a)
Modellerade vattenflöden i Örupsån	2004-01 till 2018-12	Månadsvis	(SMHI, 2018a)
Näringsläckage	2004 till 2018.	Månadsvis	(SLU, 2020)

I figur 5.1 presenteras mätpunkter i Örupsån samt Rosendals avloppsreningsverks placering. Ofullständiga mätserier finns för uppmätta kväve- och fosforkoncentrationer i Örupsån vilket ger en brist i datan. Mätpunkterna är även placerade med avstånd ifrån varandra och kan således erhålla en viss osäkerhet vid jämförelser då datan används.



Figur 5.1. Mätpunkter och Rosendals reningsverk i Örupsåns avrinningsområde.

Från 2009 till 2012 finns inga uppmätta värden i nedströms mätpunkt vilket behöver kompletteras med modellerade data som anpassas med hjälp av en regressionsanalys. Genom att anpassa modellerade data till mätserier så uppstår en viss osäkerhet i datan som kan göra jämförelser i näringskoncentrationer över tid mer osäkra. En analys av perioden 2009 - 2012 blir således osäker och eventuellt inte representativ för de verkliga förhållandena som råder. Då mätvärden saknades för åren 2009 - 2012 så togs regressionsmodellerna fram genom att använda SMHI:s modellerade värden för näringskoncentrationer i Örupsån från S-HYPE modellen. S-HYPE modellen är kalibrerad utifrån de förhållanden som finns mellan åren 2004 - 2009 i avrinningsområdet (SMHI, 2020) där markanvändning, jordarter, retention och flöden är avgörande för modellerade koncentrationer. Då lokala förändringar kan ske i markanvändning i avrinningsområdet kan således modellerade värden utanför kalibreringsperioden bli mindre pålitliga eftersom annorlunda markförhållanden råder. Enbart effekten från varierad hydrologi ger en inverkan på modellerade data från S-HYPE (SMHI, 2004). De modellerade värdena uppvisar en hög korrelation för vattenflöden ($R^2=0,857$) och kvävekoncentrationer ($R^2=0,809$), medan fosforkoncentrationer har en låg korrelation ($R^2=0,047$) (SMHI, 2020).

Data saknas även för Välaån där Rosendals avloppsreningsverk ansluter. Tillförseln av näringsämnen från vattendraget kan ha en inverkan på regressionsanalysen då de anpassade värdena från analysen underskattas och ger ett kontinuerligt underskott i koncentrationerna.

5.2 Regressions- och korrelationsanalys

Regressionsanalys är en metod som kan användas för att beskriva förhållanden mellan variabler genom en modell som tagits fram utifrån parvisa observationer. Modellen som tas fram är en matematisk modell som kan vara av flera olika varianter, bland annat linjära, polynoma, logaritmiska och exponentiella modeller. I det här arbetet har linjära modeller använts av typen $y = kx + m$ där y är det ena observationsparet, k är lutningen på den linjära modellen, x är det andra observationsparet och m är skärningspunkten i y -axel då $x = 0$.

För att ta fram en linjär matematisk modell krävs parvisa observationer. De parvisa observationerna bildas tillsammans ett spridningsdiagram i ett koordinatsystem där x fungerar som oberoende variabel och y som beroende variabel. Till de parvisa observationerna anpassas en regressionslinje $f(x) = \hat{y} = kx + m$ som beskriver det linjära förhållandet mellan variablerna medan punkterna i spridningsdiagrammet är de faktiska värdena (Gunnarsson, 2002.)

Regressionslinjen bestäms genom att först bestämma variansen i observationerna. Detta görs för både x -värden och y -värden genom:

$$s^2 = \frac{\sum (x - M)^2}{N - 1} \quad (1)$$

Där s^2 är standardavvikelsen i kvadrat för observationerna, x är observerade värden, M är medelvärdet för observationerna och N är antalet observationer (Lane, 2007).

Lutningen k på regressionslinjen kan därefter beräknas genom att multiplicera korrelationen mellan x och y med kvoten mellan standardavvikelsen för y och x genom:

$$k = r \frac{s_y}{s_x} \quad (2)$$

Där r beräknas enligt:

$$r = \frac{\sum xy}{\sqrt{\sum x^2 \sum y^2}} \quad (3)$$

Därefter kan skärningspunkten m vid y axeln beräknas genom:

$$m = \bar{y} - k \bar{x} \quad (4)$$

Där $\bar{y}$ är medelvärdet för alla y -värden och $\bar{x}$ är medelvärdet för alla x -värden hos observationerna.

Felen i regressionsmodellen kan uttryckas som differensen mellan det beräknade värdet baserat på det identifierade förhållandet och det observerade värdet ($y - \hat{y}$). Differensen motsvarar det

vertikala avståndet mellan regressionslinjen och en punkt i spridningsdiagrammet (Lane, 2007). Tillsammans med differensen mellan observationernas y-värden och medelvärdet på observationerna kan en determinationskoefficient R^2 tas fram enligt formeln:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(\hat{y} - y)^2}{\sum(\hat{y} - \bar{y})^2} \quad (5)$$

Determinationskoefficienten varierar mellan $0 \leq R^2 \leq 1$ och beskriver kvoten mellan förklarad varians och varians i den beroende variabeln. Värdet närmare 1 innebär en starkare korrelation där regressionslinjens beroende värde matchar observationernas värde bättre än en korrelation med värdet närmare 0. Determinationskoefficienten används därefter i studien för att bedöma korrelationer.

5.3 Uppskattning av andelen näringsämnen från jordbruksmark och reningsverk

Ett sätt att belysa varifrån de höga näringskoncentrationerna i Örupsån har sitt ursprung är att beräkna fördelningen av näringsämnen från olika troliga källor. I den här studien antas den kringliggande jordbruksmarken och Rosendals avloppsreningsverk vara de största belastningskällorna i avrinningsområdet. För att kunna uppskatta hur stor andel av näringsämnen som kommer från den kringliggande jordbruksmarken kring Örupsån respektive från Rosendals avloppsreningsverk så används mätdata från två mätpunkter i Örupsån (se figur 4.4). Bristen på data för beräkningen begränsar tidsperioden till 2004 - 2008 då överlapp mellan mätpunkterna finns för uppskattningen, som kan ha förändrats för senare år.

Genom att dividera koncentrationen från reningsverket med koncentrationen i den nedströms punkten fås andelen tillförsel av näringsämnen från reningsverket och resterande andel är från jordbruksmarken kring Örupsån. Rosendals avloppsreningsverk och jordbruksmarken i avrinningsområdet är troliga källor till utsläpp av kväve och fosfor och undersöks således i arbetet. Vid en nedströms punkt i Örupsån ansluts Välaån som strömmar genom Tomelilla. I det här vattendraget har Rosendals Avloppsreningsverk sitt utlopp samt en stor andel av den ytliga avrinningen av dagvatten från Tomelilla rinner till vattendraget. Fördelningen av de två källornas näringstillförsel tydliggör var insatser kan behöva göras för att förbättra arbetet med Örupsåns vattenkvalitet. Beräkning av tillskottet av koncentration från Rosendals reningsverk gjordes genom följande:

$$\frac{M_{N,P}}{Q} = C \quad (6)$$

Där $M_{N,P}$ är total belastning av fosfor eller kväve per år (ton/år), Q är total vattenvolym som flödar genom Örupsån under ett år ($m^3/år$) och C är koncentration av fosfor eller kväve från Rosendals reningsverk (ton/m^3).

Punkten nedströms om Rosendals avloppsreningsverk antas motsvara summan av koncentrationen från Rosendals avloppsreningsverk och punkten uppströms anslutningen, som enbart får sin tillförsel från jordbruksmark. Visar sig punkterna överensstämma väl sett till korrelation kan Rosendals avloppsreningsverks tillskott av näringsämnen divideras med den

totala koncentrationen i nedströms punkt för att avgöra hur stor andel som kommer från reningsverket respektive jordbruksmarken.

5.4 Beräkning av kapacitet för näringsrening i våtmarkerna

5.4.1 Reningskapacitet kväve

Reningskapaciteten för kväve i våtmarkerna grundar sig i denitrifikationsprocessen. Då ammonium omvandlats till nitrit och därefter nitrat så är det tillgängligt för denitrifikationsbakterier. I den här studien antas all kväve omvandlas till nitrat tillgängligt för denitrifikation.

Denitrifikationskapaciteten i våtmarker kan uttryckas som en förstagrads ekvation baserat på våtmarkens area tillsammans med en korrektion för temperatur (Finlayson et al., 2018).

$$(C_{out} - C)/(C_{in} - C) = e^{(kA/Q)} \quad (7)$$

Där C_{out} är kvävekoncentrationen i utflödet ($\mu\text{g/l}$), C_{in} är kvävekoncentrationen i inflödet ($\mu\text{g/l}$), C är den rådande kvävekoncentrationen i våtmarken ($\mu\text{g/l}$), A är arean på vattenytan hos våtmarken (m^2), Q är flödet genom våtmarken ($\text{m}^3/\text{år}$) och k är den korregerade temperaturkoefficienten ($\text{m}/\text{år}$). Den korregerade temperaturkoefficienten kan uttryckas som:

$$k = k_{20} * \theta^{(T-20)} \quad (8)$$

Där k_{20} temperaturkoefficienten ($\text{m}/\text{år}$), θ är en konstant med ett värde mellan 1.00 - 1.21 (oftast 1.08) (Kadlec & Wallace, 2009) och T är temperaturen på vattnet i våtmarken ($^{\circ}\text{C}$). Den korregerade temperaturkoefficienten k antas vara 17,3 $\text{m}/\text{år}$ för våtmarker med inlopp från öppen fåra (Kadec & Wallace, 2009).

För att ta reda på det flöde som går via våtmarkerna gjordes en areauppmätning på kringliggande mark som våtmarkerna antas avvattna. Den uppmätta arean på den kringliggande marken uppgick för samtliga våtmarker uppgick till 8 % av avrinningsområdets totala area då den uppmätta arean dividerats med avrinningsområdets totala area. Således beräknades våtmarkerna erhålla 8 % av flödet som genereras i avrinningsområdet. Flödet fördelas jämnt över våtmarker så att vardera våtmark erhåller 1 % av flödet från avrinningsområdet.

5.4.2 Reningskapacitet fosfor

Då fosfor primärt existerar som partikelbunden fosfor i vatten från jordbruksmiljö (Tonderski et al., 2002) så är sedimentering den primära process som renar vatten från fosfor i denna typ av miljö. Sedimentering är en process där partiklar tillåts att sjunka till botten av en vattenmassa. Förutsättningen för att sedimentering ska tillåtas ske är att det horisontella flödet i vattenmassan inte är för stort och därmed transporterar bort partiklarna från våtmarken. Partiklarna sedimenterar med hjälp av gravitationskraften. Andra krafter som verkar på en sedimenterande partikel utgörs av flytkraft och bromskraft (Mackenzie L. Davis, 2010).

$$F_G = \rho_s g V_p \quad (9)$$

$$F_B = \rho_w g V_p \quad (10)$$

$$F_D = C_D A_p \rho_w \frac{v^2}{2} \quad (11)$$

Där F_G är gravitationskraften (N), F_B är flytkraften, F_D är bromskraften (N), ρ_s är partikeldensiteten (N), ρ_w är vattendensiteten (kg/m^3), g är tyngdaccelerationen (9.82 m/s^2), V_p är partikelvolymen (m^3), C_D är bromskoefficienten (-), A_p är partikelns tvärsnittsarea (m^2) och v är partikelns hastighet (m/s). För att en partikel ska initiera sedimentering en drivande kraft behövs för att åstadkomma sedimentering. När en partikel börjar att sedimentera accelererar partikeln tills dess att gravitationskraften motsvarar bromskraften. Vid tillfället när krafterna motsvarar varandra uppnås terminal sedimenteringshastighet.

$$F_G - F_B = F_D \quad (12)$$

$$(\rho_s - \rho_w) g V_p = C_D A_p \rho_w \frac{v^2}{2} \quad (13)$$

Om partiklarna antas ha en diameter = d kan följande uttryck för den hastighet partiklarna sedimenterar med beskrivas.

$$v = \left(\frac{4g(\rho_s - \rho_w)d}{3C_D\rho_w} \right)^{1/2} \quad (14)$$

För att kunna beräkna bromskoefficienten för de sedimenterande partiklarna måste hänsyn tas till de förhållanden som finns i vattenmassan. Reynolds tal beskriver vilken typ utav strömningsfall som finns i ett flöde.

$$Re = \frac{dv}{\mu} \quad (15)$$

Där Re är Reynolds tal som beskriver strömningsfallet i fluiden (-) och μ är viskositeten ($\text{kg/s}\cdot\text{m}$). Vid laminära flöden är Reynolds tal $< 0,5$ och vid turbulenta flöden är Reynolds tal $> 10^4$. Mellan laminära och turbulenta flöden finns ett övergångsstadium där Reynolds tal varierar mellan $0,5 < Re < 10^4$.

Vid laminära flöden kan bromskoefficienten beräknas genom:

$$C_D = \frac{24}{Re} \quad (16)$$

Och vid övergångsflöden kan bromskoefficienten beräknas genom:

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{Re^{1/2}} + 0,34 \quad (17)$$

Då fosfor främst förekommer som partikulärt bundet fosfor i jordbruksmiljö (Tonderski et al., 2002) så antas fosforeringen ske främst genom sedimentering. Jordbruksmarken i Skåne län har en fördelning av kornstorlekar mellan 5 – 15 % lera, 24 – 31 % silt samt 53 – 62 % sand (Paulsson et al., 2015) och sammansättningen antas råda i Örupsåns avrinningsområde. För att kunna uppskatta fosforavskiljningen måste kornstorleken vara känd. Lera har en kornstorlek som är $\varnothing < 0.002$ mm, silt har en kornstorlek mellan $0.002 \text{ mm} < \varnothing < 0.0625$ mm och sand har en kornstorlek mellan $0.0625 \text{ mm} < \varnothing < 2$ mm (Fetter, 2014).

Det vertikala djupet i våtmarkerna är okänt och antas vara 0,5 m. För att en partikel ska hinna sedimentera i en vattenkropp måste tiden som partikeln färdas under den vertikala sträckan understiga tiden som partikeln färdas under den horisontella sträckan mellan in- och utlopp. Beräkningen påbörjades med att först beräkna ett medelflöde för samtliga delavrinningsområden. Från SMHI:s modellerade data användes flöden mellan 2004 - 2019 för att beräkna ett medelvärde som uppgår till 8 % av den totala avrinningen som sen fördelas jämnt på samtliga våtmarker inom avrinningsområdet. Därefter genomfördes iterationer på Reynolds tal, bromskoefficienten och sedimenteringshastigheten enligt ekvation 14, 15 och 17 för att finna den minsta möjliga kornstorlek vars sedimenteringstid understiger transporttiden i den horisontella sträckan för respektive våtmark. När minsta möjliga kornstorlek var funnen beräknades andelen av partikelns storlek och de som är större av den totala sammansättningen av lera, silt och sand för att sedan uttryckas i % av den inkommande fosfor som kommer till våtmarken.

5.5 Massberäkning av kväve och fosfor

Massbalansen av näringsmassor i avrinningsområdet uttrycks enligt ekvation 18. Differensen mellan den näringsmassa som genereras av kringliggande mark i området och den uppmätta massan i Örupsån antas motsvara massan som hålls kvar i våtmarkerna samt det som tas upp/avges av kringliggande mark och vattendrag.

$$M_{avrinning} - M_{Örupsån} = M_{våtmarker} + M_{tas\ upp/avgas} \quad (18)$$

Där $M_{avrinning}$ är masstransporten från kringliggande jordbruksmark, $M_{Örupsån}$ är uppmätt massa i Örupsån, $M_{våtmarker}$ är avskild näringsmassa i våtmarker och M_{upptag} är upptag av näringsmassa längs med transportsträckan.

$M_{avrinning}$ beräknas genom att använda den uppmätta datan från SLU om näringsläckage (kg/ha) som därefter multipliceras med avrinningsområdets area (ha). Då datan är uppmätt som månadsvärden erhålls en månadstransport av näring som sedan summeras för respektive år 2004-2019.

$M_{Örupsån}$ beräknas genom att multiplicera koncentrationen för respektive månad från de uppmätta värdena och beräknade värdena ($\mu\text{g/l}$) med de modellerade flödena (l/s) för att sedan omvandlas till kg/mån. Därefter summeras månadstransporterna för respektive år 2004-2019.

$M_{våtmarker}$ beräknas genom att först beräkna den genomsnittliga näringsreningen under ett år i procent för samtliga våtmarker. Därefter multipliceras $M_{avrinning}$ med den genomsnittliga näringsreningen för ett år. Då våtmarkerna antas få sin näringstransport från ca 8 % av det totala avrinningsområdets area så reduceras näringstransporten till 1 % per våtmark. Därefter erhålls den reade näringsmassan i våtmarkerna.

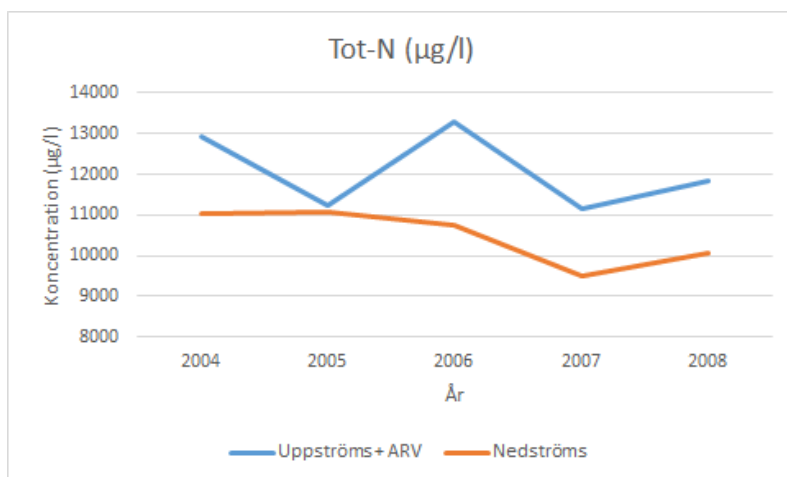
$M_{\text{tas upp/avges}}$ antas vara resterande massa som fångas upp eller avges under transportsträckorna mellan jordbruksmark och våtmarker/vattendrag.

Den procentuella andelen som renas i våtmarkerna från masstransporten beräknas genom att dividera den avskiljda näringsmassan i våtmarkerna med den totala massan i avrinningen.

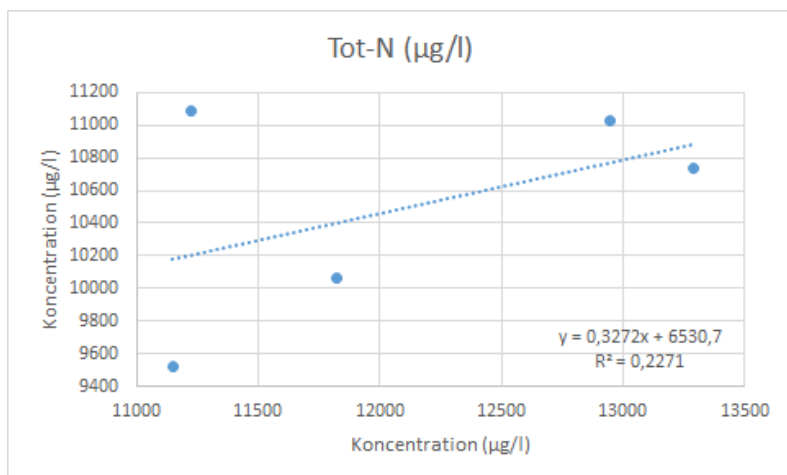
6. Resultat

6.1 Fördelning av näringskoncentrationer i Örupsån

För att uppskatta fördelningen mellan tillförsel av näringsämnen från jordbruksmark och Rosendals avloppsreningsverk i Örupsåns avrinningsområde så jämfördes nedströms mätpunkt med uppströms mätpunkt och presenteras i figur 6.1 gällande kväve. Nedströms punkts korrelation med uppströms punkt + Rosendals avloppsreningsverk presenteras i figur 6.2.



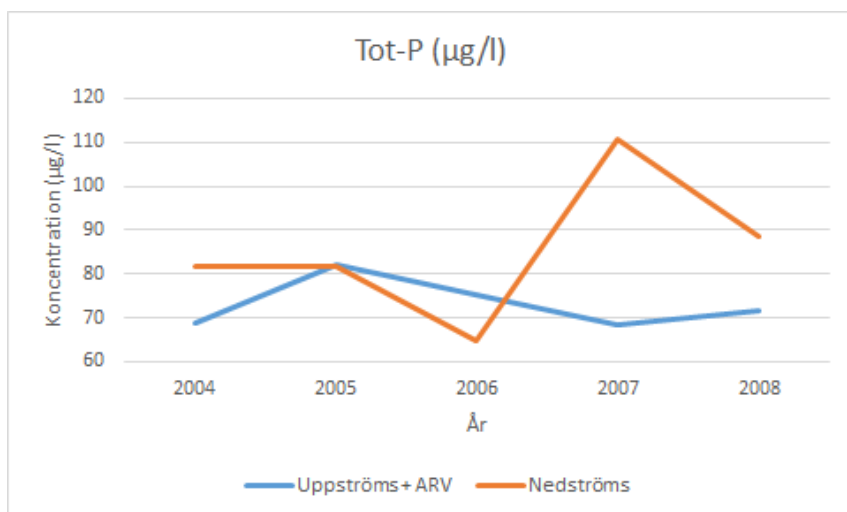
Figur 6.1. Jämförelse mellan kvävekoncentrationers årsmedelvärde i punkten uppströms tillsammans med avloppsreningsverkets bidrag och punkten nedströms 2004 - 2008.



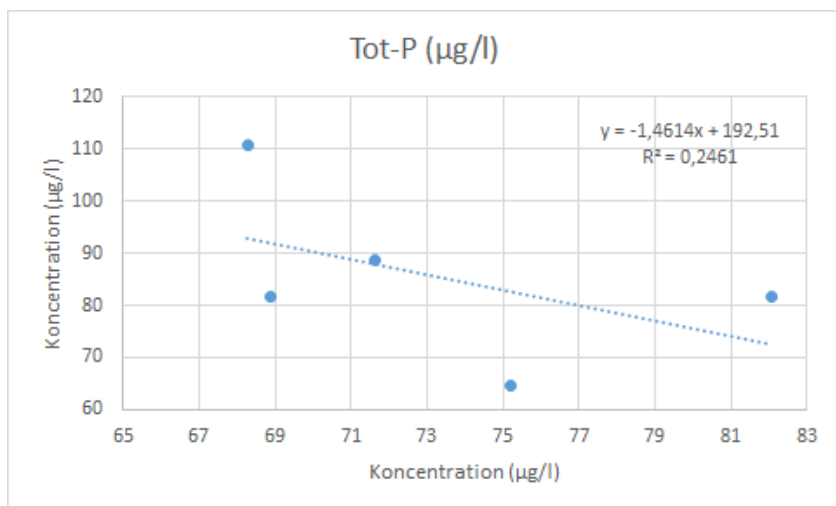
Figur 6.2. Scatterplot med regressionsmodell baserad på uppmätta och modellerade kvävekoncentrationers årsmedelvärde i Örupsån år 2004 – 2008.

Uppskattningen av koncentrationen i punkten uppströms tillsammans med Rosendals avloppsreningsverk jämfört med punkten nedströms uppvisar en korrelation i kväve på $R^2 = 0,23$, vilket indikerar en svag korrelation. Uppströms + ARV visar högre värden än Nedströms vilket kan förklaras med att ett visst upptag av kväve sker längs med vattendraget.

I figur 6.3 visas jämförelsen mellan tillskott från jordbruksmarken och Rosendals avloppsreningsverk gällande fosfor. I figur 6.4 visas korrelationen mellan uppströms punkt + Rosendals avloppsreningsverk och nedströms punkt.



Figur 6.3. Jämförelse mellan fosforkoncentrationers årsmedelvärde i punkten uppströms med avloppsreningsverkets bidrag jämfört med punkten nedströms 2004 - 2008.



Figur 6.4. Scatterplot med regressionsmodell baserad på uppmätta och modellerade fosforkoncentrationers årsmedelvärde i Örupsån år 2004 – 2008.

Fosforkoncentrationerna i punkten uppströms tillsammans med bidraget från Rosendals avloppsreningsverk jämfört med punkten nedströms uppvisar en korrelation på $R^2 = 0,25$ vilket indikerar en svag korrelation.

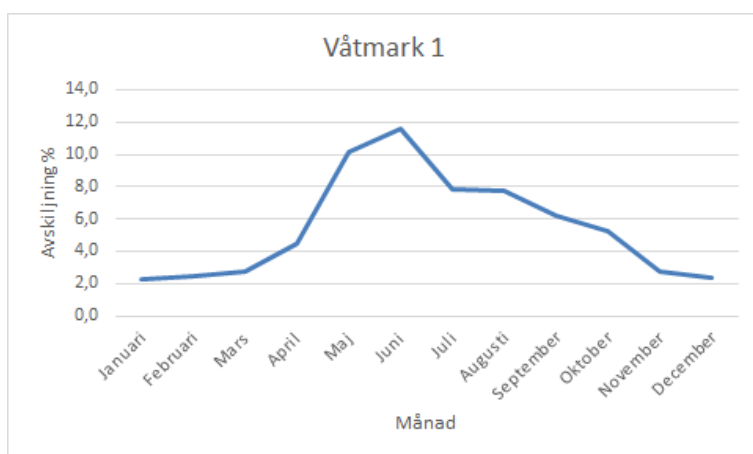
Uppskattningen visar att 75 % av koncentrationen av kväve i Örupsån har sitt ursprung i jordbruksmarken kring Örupsån medan 74 % av koncentrationen av fosfor har sitt ursprung i jordbruksmarken kring Örupsån.

6.2 Näringsreningskapacitet

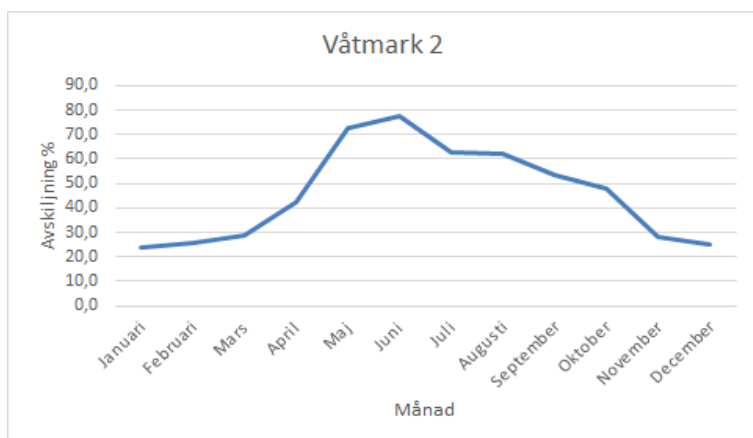
6.2.1 Kväveavskiljning per delavrinningsområde

Reningskapaciteten för kväve beräknades för samtliga våtmarker inom avrinningsområdet. Medelvärde på månadsavskiljningen för samtliga år beräknas för att se hur kväveavskiljningen varierar under årets gång så att slutsatser kan dras utifrån det.

I delavrinningsområde 1 finns två anlagda våtmarker vars vattenytsareor uppgår till 100 m² och 1200 m². Delavrinningsområdet uppgår till 13,1 km² vilket är det minsta av delavrinningsområdena med anlagda våtmarker och genererar således mindre flöden än de övriga. Medelvärde av månadsflödena beräknades för varje månad mellan 2004 och 2019 och användes därefter i uppskattningen av kväveavskiljningen. I figur 6.5 och 6.6 presenteras kväveavskiljningen för våtmark 1 och 2.



Figur 6.5 Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 1 år 2004-2019.

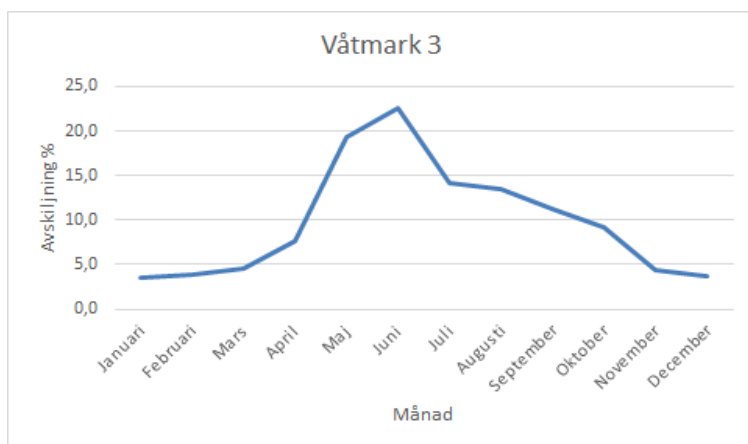


Figur 6.6. Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 2 år 2004-2019.

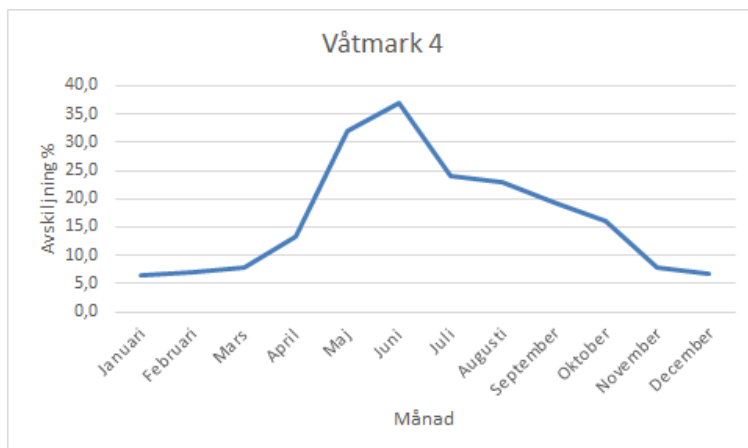
Kväveavskiljningen i våtmark 1 är mycket mindre än avskiljningen i våtmark 2. Det beror främst på dess kortare retentionstid då våtmarken har en vattenytsarea som är 12 gånger mindre än våtmark 2. Denitrifikationsbakterierna hinner således etablera sig ordentligt i våtmark 2 och konsumera syret i nitratjonerna och således frigöra kvävgas ut i atmosfären.

Ett tydligt mönster kan konstateras under året då de nederbördsrika månaderna under höst och vinter genererar större flöden än under de torrare månaderna under sommaren. Större flöden resulterar i en kortare uppehållstid av vattnet i våtmarkerna vilket ger en lägre kväveavskiljning under vintermånaderna medan de lägre flödena under sommarmånaderna ger en högre kväveavskiljning.

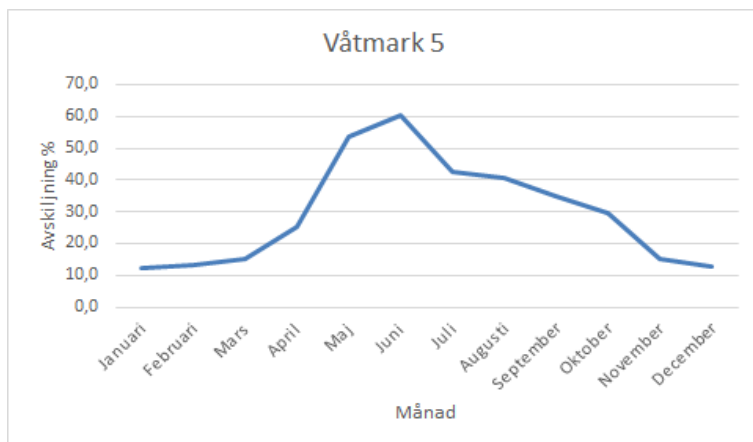
I delavrinningsområde 2 finns tre anlagda våtmarker som har vattenytareor på 500, 900 och 1800 m². Det här avrinningsområdets area uppgår till 27,5 km² och är det största avrinningsområdet med anlagda våtmarker. Här genereras större flöden, samtidigt så är våtmarksvolymerna även stora i området. I figur 6.7, 6.8 och 6.9 presenteras kväveavskiljningen för våtmark 3, 4 och 5.



Figur 6.7. Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 3 år 2004-2019.



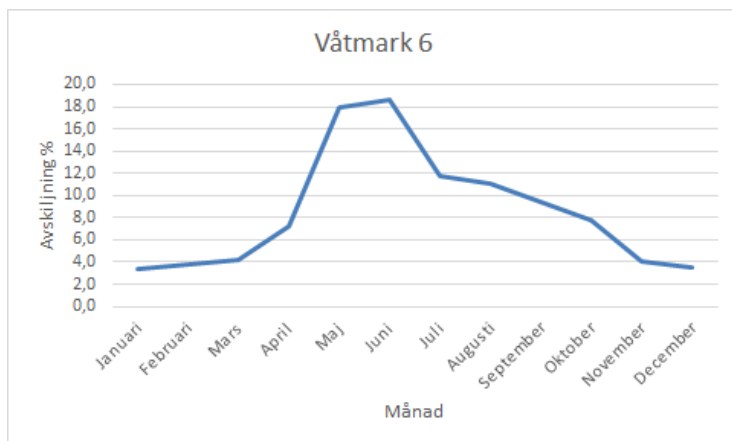
Figur 6.8. Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 4 år 2004-2019.



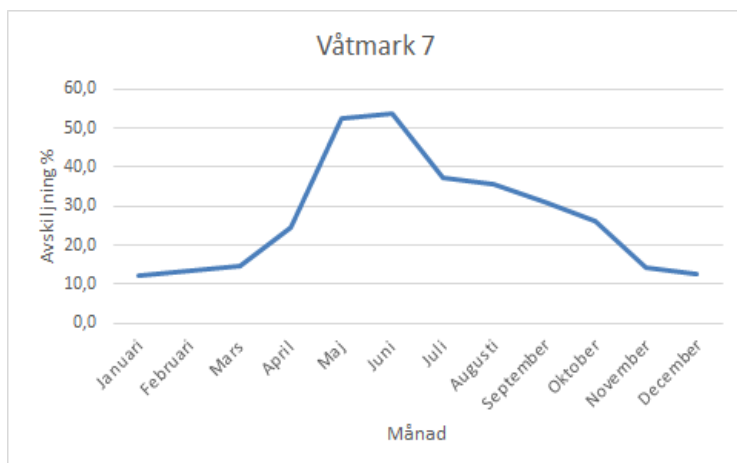
Figur 6.9. Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 5 år 2004-2019.

I delavrinningsområde 2 kan samma årliga mönster ses i graferna där de nederbördsfattiga sommarmånaderna erhåller en högre kväveavskiljning jämfört med de nederbördsrika vintermånaderna. Våtmarkerna med större vattenvolym erhåller en längre retentionstid som resulterar i en större kväveavskiljning.

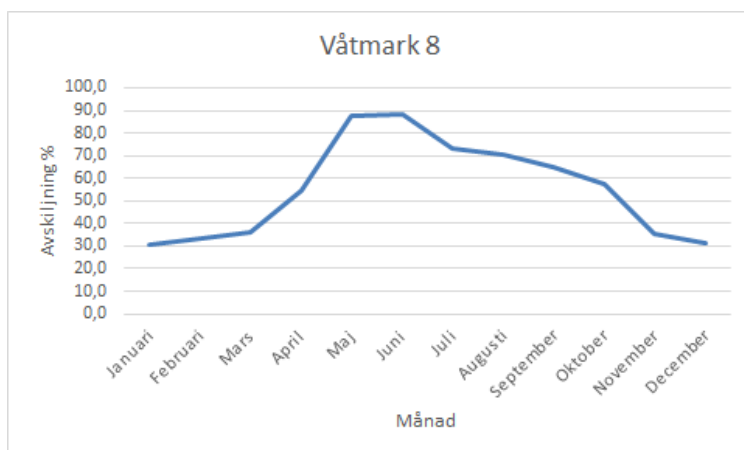
Delavrinningsområde 3 uppgår till 16,7 km² och är lite mindre än delavrinningsområde 3. I avrinningsområdet finns 3 anlagda våtmarker. I figur 6.10, 6.11 och 6.12 presenteras kväveavskiljningen för våtmark 6, 7 och 8.



Figur 6.10. Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 6 år 2004-2019.



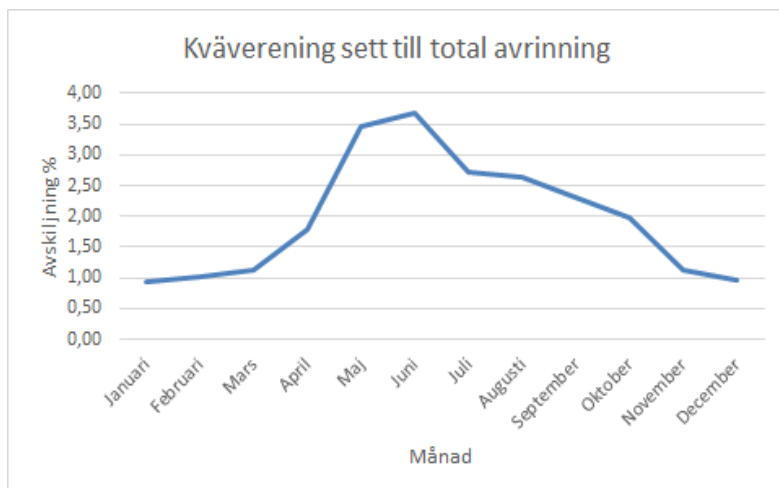
Figur 6.11. Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 7 år 2004-2019.



Figur 6.12. Genomsnittlig beräknad kväveavskiljning per månad våtmark 8 år 2004-2019.

Samma typ av årliga mönster erhålls i avrinningsområdet. Våtmarkerna i avrinningsområdet har liknande storlekar som i delavrinningsområde 2, dock så är flödet mindre och resulterar således i högre reningsförmåga för kvävet.

I figur 6.13 sammanställs våtmarkernas sammanlagda effekt för kväverening på den totala avrinningen inom avrinningsområdet.



Figur 6.13. Sammanställning av den kombinerade beräknade kväveavskiljningen vid nedströms punkt sett till den totala avrinningen 2004 - 2019.

Den sammanlagda effekten av samtliga våtmarker uppnår sin högsta kapacitet under sommaren i juni månad där 3,7 % av all fosfor renas från avrinningen.

6.2.2 Fosfor

Kapaciteten för fosforrening beräknades för samtliga våtmarker i avrinningsområdet. Det inkluderar både våtmarker för biologisk mångfald såsom våtmarken med syftet för just näringsrening. Anledningen till det är för att en viss näringsrening sker även i våtmarker vars syfte är biologisk mångfald, även om inloppsvattnet till våtmarkerna inte primärt kommer ifrån jordbruksmark. I tabell 6.1 presenteras den kornstorlek som varje våtmark har möjlighet att sedimentera samt hur stor andel av inkommande fosfor kornstorleken och större partiklar utgör av sammansättningen.

Tabell 6.1. Våtmarkernas partikelavskiljning och andel sedimentering av inkommande fosfor.

Delavrinningsområde, våtmark	Syfte	Partikelavskiljning [mm]	Fosforavskiljning [%]
Delavrinningsområde 1			
Våtmark 1	Biologisk mångfald	>0.25 mm	52.2 %
Våtmark 2	Biologisk mångfald	>0.15 mm	55.4 %
Delavrinningsområde 2			
Våtmark 3	Näringsrening	>0.16 mm	55.0 %
Våtmark 4	Biologisk mångfald	>0.21 mm	53.5 %
Våtmark 5	Biologisk mångfald	>0.21 mm	53.5 %
Delavrinningsområde 3			
Våtmark 6	Biologisk mångfald	>0.23 mm	52.9 %
Våtmark 7	Biologisk mångfald	>0.16 mm	55.0 %
Våtmark 8	Biologisk mångfald	>0.15 mm	55.4 %

Våtmarkernas kapacitet sträcker sig till att kunna sedimentera partiklar av storleken 0.15 mm - 0.25 mm. Då allt fosfor antas vara bundet till partiklar i avrinningsområdet kan andelen avskild fosfor i våtmarkerna beräknas uppgå till 52.2 - 55.0 %. Lägre flöden och längre sträcka i flödesriktningen resulterar i en längre transporttid i den horisontella riktningen, detta är fördelaktigt för fosforavskiljningen. Under sommarmånaderna erhålls således en högre fosforavskiljning jämfört med vintermånaderna då större flöden råder i avrinningsområdena om fosforbelastningen antas vara jämnt fördelad över avrinningsområdet.

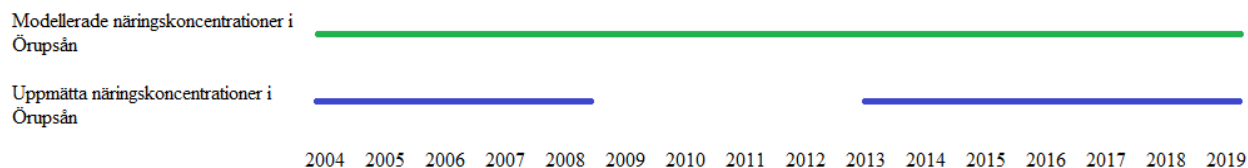
6.3 Framtagning av tidsserier över näringskoncentration

Efter att ha uppskattat andelen kväve och fosfor från Örupsåns kringliggande jordbruksmark uppströms anslutning av Välaån från Tomelilla togs en regressionsmodell fram för att uppskatta värden för tidsserierna där 4 år saknades från 2009 till 2012. Inom avrinningsområdet anlades 8 våtmarker under den här perioden. Tidsserier för kväve- och fosforkoncentrationer togs fram för månadsvärden i perioden 2004 - 2019. Två separata regressionsmodeller togs fram varav en för kväve och en för fosfor.

Regressionsmodellens syfte var att ta fram en linjär modell baserad på överlappande mätvärden och modellerade värden för fosfor och kväve. Den linjära modellen kan sedan beräkna värden och komplettera mätserierna samt se hur de korrelerar. Vid god korrelation mellan modellerade och uppmätta värden så kan regressionsmodellen användas för att uppskatta effekten av varierad

hydrologi på näringskoncentration där observationer fattas. Denna komplettering kan även ge en överblick på hur näringskoncentrationer utvecklats över tid.

Först gjordes en regressionsmodell för kväve. De överlappande åren mellan mätvärden och modellerade värden var 2004 - 2008 samt 2013 - 2019. I figur 6.14 presenteras fullständiga data och data som fattas för tidsserierna.

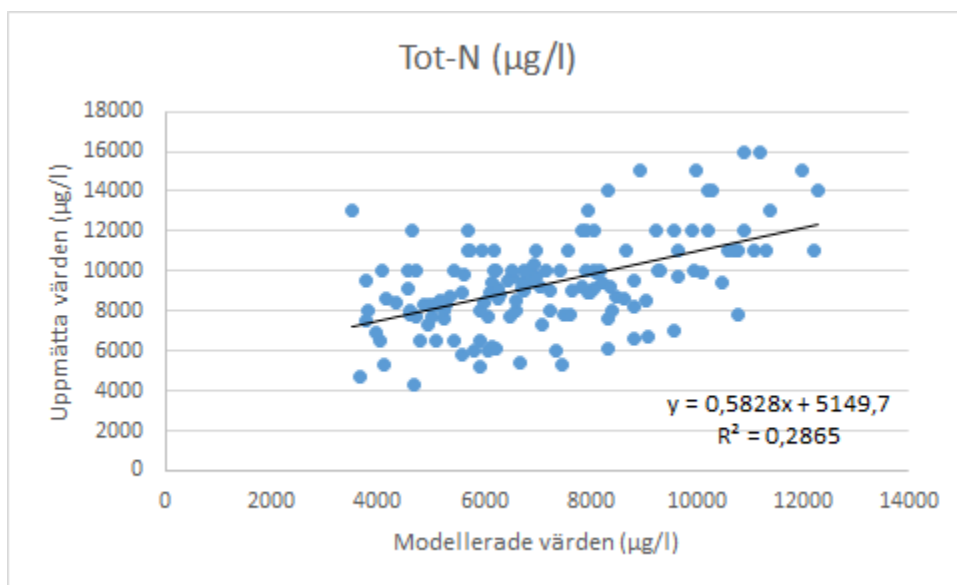


Figur 6.14. Fullständiga och ofullständiga tidsserier över uppmätta och modellerade månadsvärden i Örupsån.

6.3.1 Kvävekoncentrationer

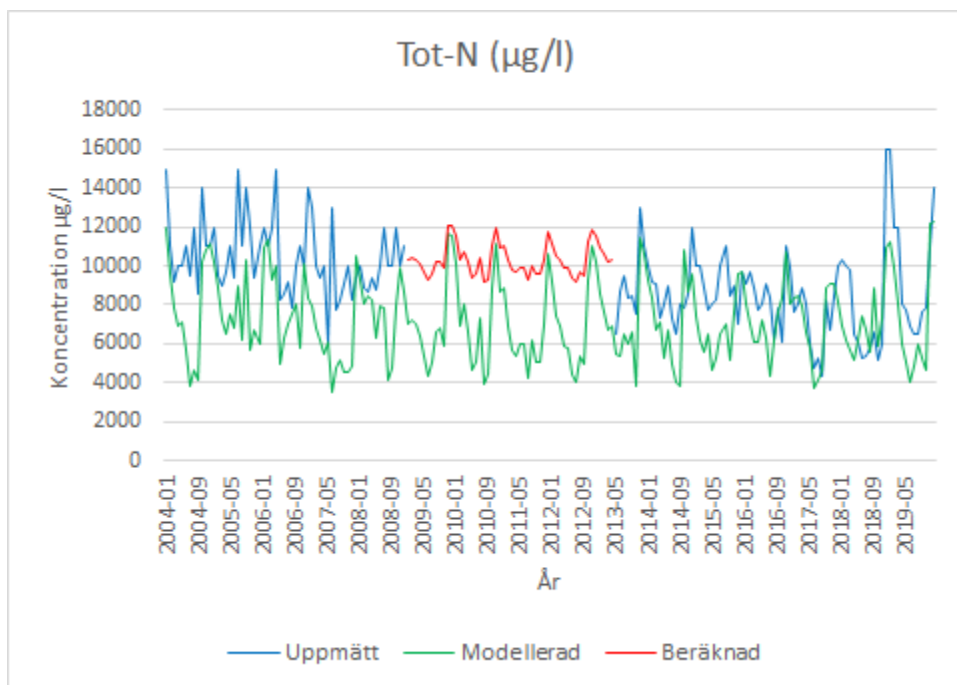
För att kunna göra en djupare analys på näringskoncentrationer under olika tidpunkter på åren togs tidsserier fram för månadsvärden under 2004 - 2019. Uppmätta månadsvärden saknade mätserier från 2009-01 till och med 2013-04 vilket kompletterades med en regressionsmodell. Kvävekoncentrationerna över tid presenteras i figur 6.16

Indata för regressionsmodellen för kvävekoncentrationer var uppmätta och modellerade värden mellan år 2004 - 2008 samt 2013 - 2019. Analysen resulterade en korrelationskoefficient på $R^2 = 0,29$ vilket indikerar ett svagt samband. Regressionsmodellen presenteras i figur 6.15.



Figur 6.15. Scatterplot med regressionsmodell baserad på uppmätta och modellerade kvävekoncentrationer år 2004 - 2008 samt 2013 - 2019 i Örupsån.

Modellerade värden från SMHI:s S-HYPE modell är generellt lägre jämfört med uppmätta värden. De modellerade värdena varierar mellan 4000 - 12000 $\mu\text{g/l}$ medan de uppmätta värdena varierar mellan 4000 - 16000 $\mu\text{g/l}$. S-HYPE modellen kan därmed konstateras att inte beskriver näringsvärdena i Örupsån på ett träffsäkert sätt.

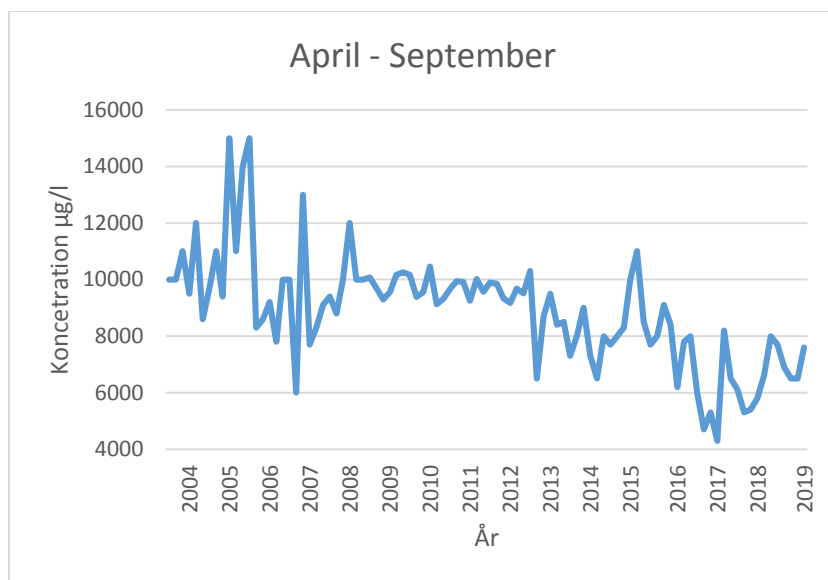


Figur 6.16. Uppmätta, modellerade och beräknade månadsvärden på kvävekoncentrationer i Örupsån 2008 - 2019.

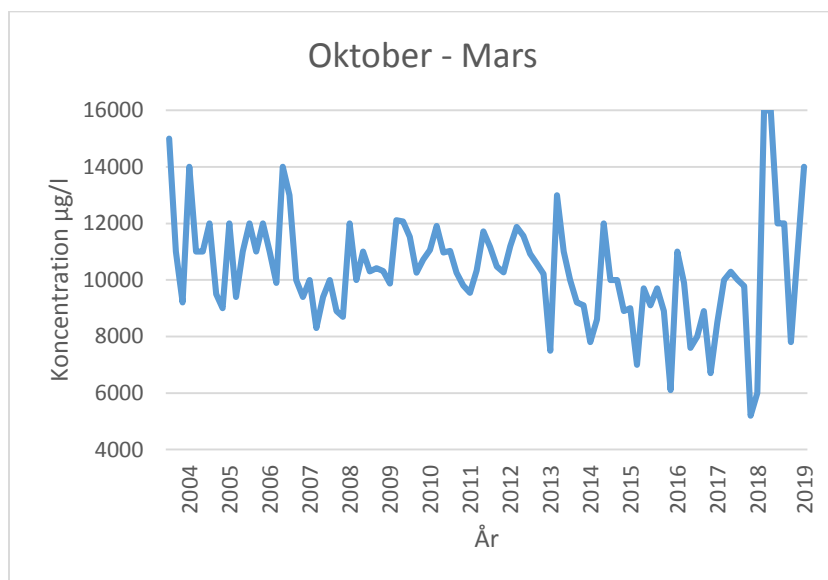
I början av mätserien noteras en jämn nivå fram till 2006 då koncentrationerna minskar något. Fram till år 2004 anlades två stycken våtmarker som kan ha gett en liten effekt som medfört denna minskning. De beräknade värdena som kompletterar 2009 - 2012 har en låg korrelation och är således opålitliga och fokus läggs istället på de uppmätta koncentrationerna. Koncentrationerna ligger därefter på en jämn nivå fram till 2015 då tre nya våtmarker anlagts. Värdena fortsätter därefter att minska och våtmarkerna kan ha haft en inverkan på denna minskning.

Från 2004 till 2018 minskade den årsgenomsnittliga kvävekoncentrationerna med 31 %, dock noteras ett extremvärde i slutet av 2018 och 2019 som inte tas med i minskningen då det är avvikande från den generella trenden. Extremvärdet antas bero på att 2018 var ett mycket varmt år vilket kan ha medfört lägre avrinning som inte sköljt undan näringsämnen som tidigare år. När sedan vintermånaderna närmade sig har nederbörden samt avrinningen ökat och spolat undan stora mängder näringsämnen som resulterat i höga koncentrationer av kväve.

Modellerade koncentrationer från SMHI ger en mycket stor variation under året för Örupsåns näringskoncentrationer, ofta 7000 µg/l skillnad mellan sommar och vinter, medan uppmätta värden varierar upp till 5000 µg/l mellan sommar och vinter. Kvävekoncentrationerna är även mycket höga under vintermånaderna i de modellerade värdena vilket också de uppmätta värdena är, således följer den årliga variationen i de modellerade värdena de uppmätta värdena. I figur 6.16 presenteras de varmare månadernas värden och i figur 6.17 presenteras de kallare månadernas värden.



Figur 6.17. Uppmätta månadsvärden på kvävekoncentrationer i Örupsån under april – september för samtliga år 2004 – 2019, varje år längs x-axeln visar enbart april – september och inte resterande månader för åren.

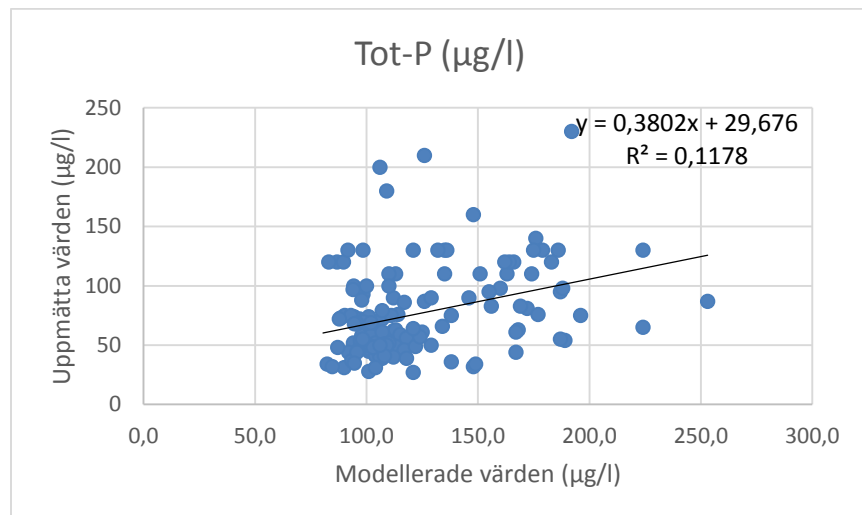


Figur 6.18 Uppmätta månadsvärden på kvävekoncentrationer i Örupsån under oktober – mars för samtliga år 2004 – 2019, varje år längs x-axeln visar enbart oktober - mars och inte resterande månader för åren.

I de uppmätta kvävekoncentrationerna kan en minskning ses under sommarmånaderna. De anlagda våtmarkernas beräknade kväveavskiljning är som störst under sommarmånaderna och kan således ha haft en effekt på kvävekoncentrationerna i Örupsån. Vintermånadernas uppmätta kvävekoncentrationer ligger dock på högre nivåer, då även våtmarkerna har sina lägsta kväveavskiljningskapaciteter till följd av den högre avrinningen från jordbruksmarken.

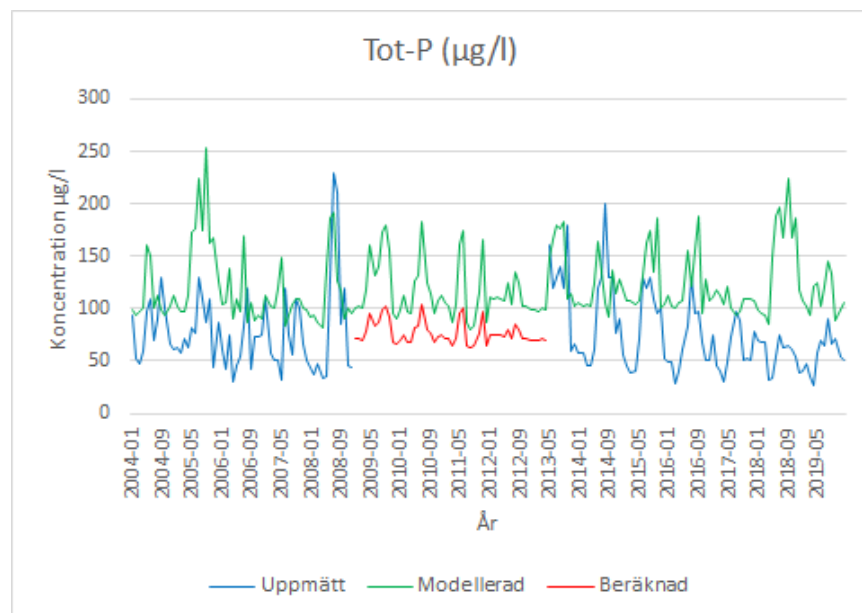
6.3.2 Fosforkoncentrationer

För fosfor togs en regressionslinje fram med hjälp av uppmätt och modellerad data mellan 2004 - 2008 och 2013 - 2019. Linjen resulterade i $R^2 = 0,12$, vilket indikerar ett svagt samband. Regressionsmodellen presenteras i figur 6.19.



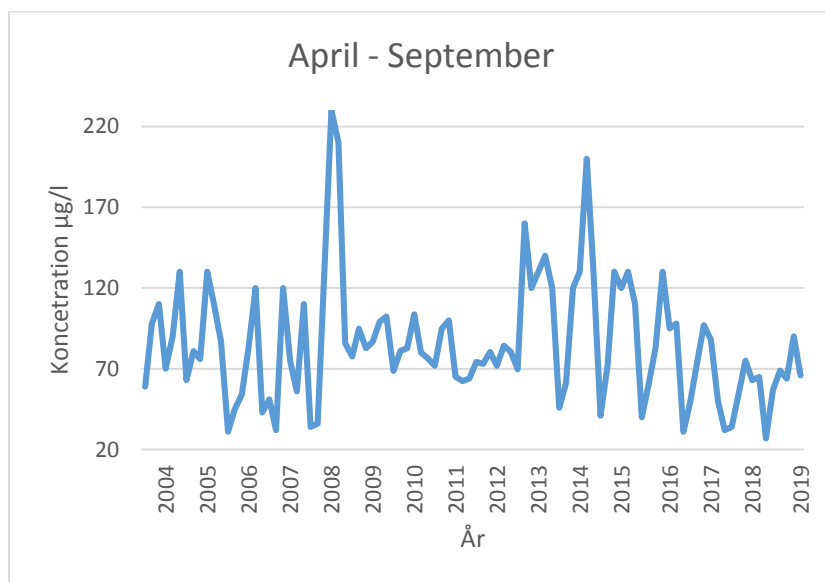
Figur 6.19 Scatterplot med regressionsmodell baserad på uppmätta och modellerade fosforkoncentrationer år 2004 - 2008 samt 2013 - 2019 i Örupsån.

De modellerade värdena på fosfor från SMHI:s S-HYPE modell ger höga värden jämfört med de uppmätta värdena på fosfor. Uppmätta värdena uppgår till mellan 40 - 240 µg/l med ett par extremvärden. De modellerade värdena ligger mellan 100 - 250 µg/l, vilket resulterar i en låg korrelation även för fosfor.

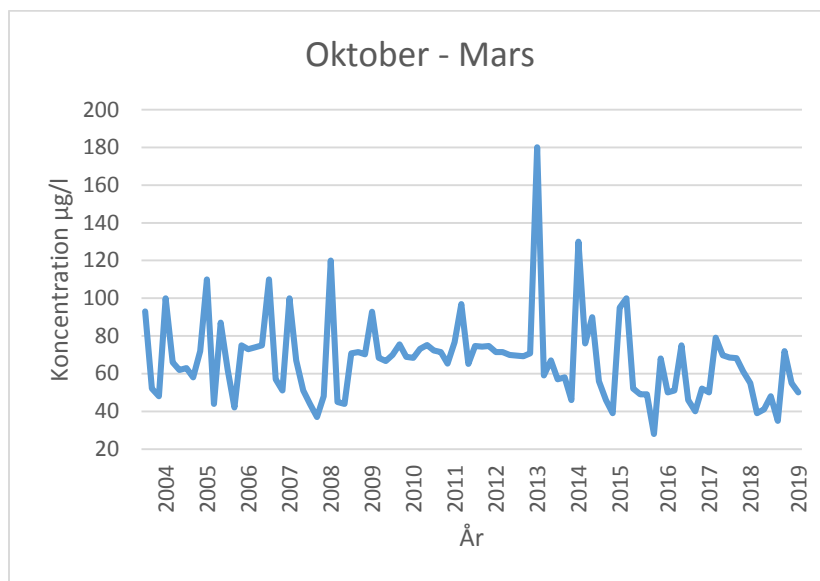


Figur 6.20 Uppmätta, modellerade och beräknade månadsvärden på fosforkoncentration i Örupsån 2004 - 2019.

Fosforkoncentrationerna minskade från början av 2004 till 2019 med 31 %. Även fosforkoncentrationerna i de modellerade värdena från SMHI:s S-HYPE modell varierar kraftigt under året, ofta mellan med en skillnad på 100 µg/l mellan sommar- och vintermånader. De modellerade värdena är även mycket högre än de uppmätta värdena och ger således en stor kontinuerlig överskattning. Uppmätta värden har en variation på ca 75 µg/l mellan sommar- och vintermånader och vissa år ännu större variation. I figur 6.21 redovisas fosforkoncentrationerna under de varmare månaderna och i 6.22 redovisas fosforkoncentrationerna under de kallare månaderna.



Figur 6.21 Uppmätta månadsvärden på fosforkoncentrationer i Örupsån under april – september för samtliga år 2004 – 2019, varje år längs x-axeln visar enbart april – september och inte resterande månader för åren.



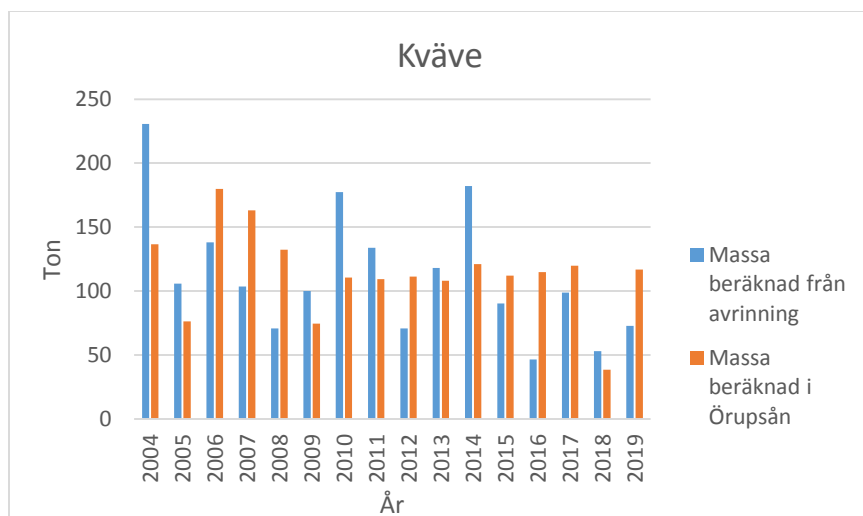
Figur 6.22 Uppmätta månadsvärden på fosforkoncentrationer i Örupsån under oktober – mars för samtliga år 2004 – 2019, varje år längs x-axeln visar enbart oktober - mars och inte resterande månader för åren.

En minskning av fosforkoncentrationer kan ses framförallt under höstmånaderna till tidig vinter. Nederbörden är stor under denna period och medför en större transport av sediment i avrinningen. En effekt av våtmarkerna på fosforkoncentrationerna kan ses då sedimenteringen inte är temperaturberoende kan resultera i en större avskiljning i de mer nederbördsrika månaderna då en större sedimenttransport sker då, vilket resulterar i en minskning av koncentrationerna.

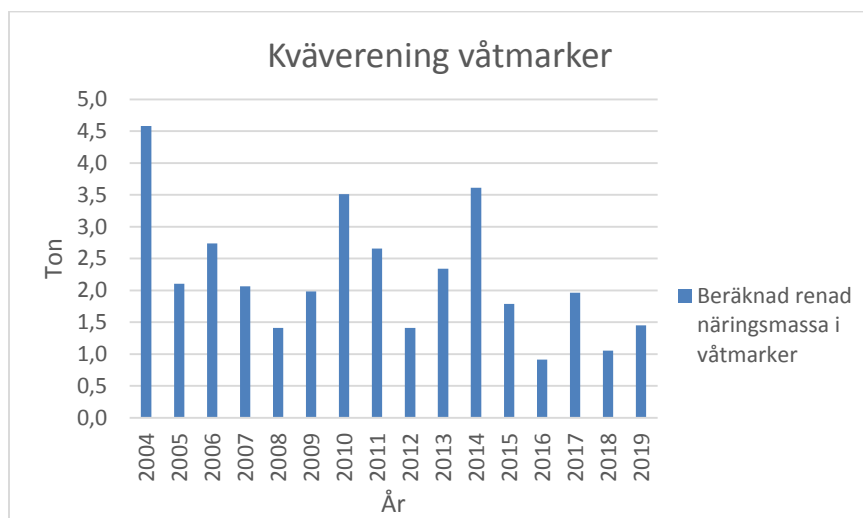
6.4 Massberäkning

6.4.1 Kvävetransport

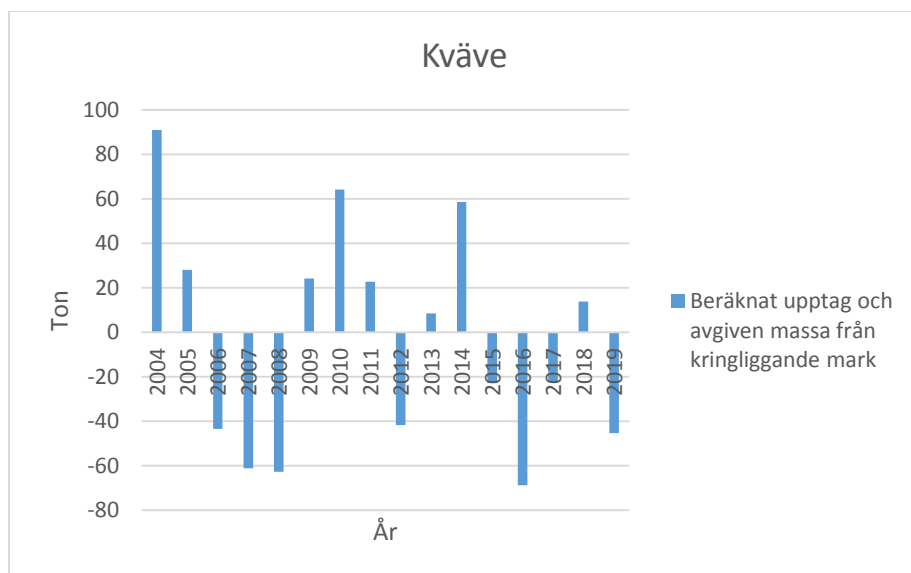
I figur 6.23 presenteras masstransporten från näringsläckage av kväve i avrinningsområdet samt masstransporten i Örupsån från de uppmätta kvävekoncentrationerna, i figur 6.24 presenteras det totala massa kväve som kvarhålls i våtmarkerna och i figur 6.25 presenteras upptaget av kväve av kringliggande mark och vattendrag.



Figur 6.23 Beräknad masstransport av kväve som genererats från kringliggande per år samt beräknad masstransport av kväve i Örupsån per år 2004 - 2019.



Figur 6.24 Beräknade massan av kväve per år från avrinning som tas upp i våtmarker 2004 - 2019.



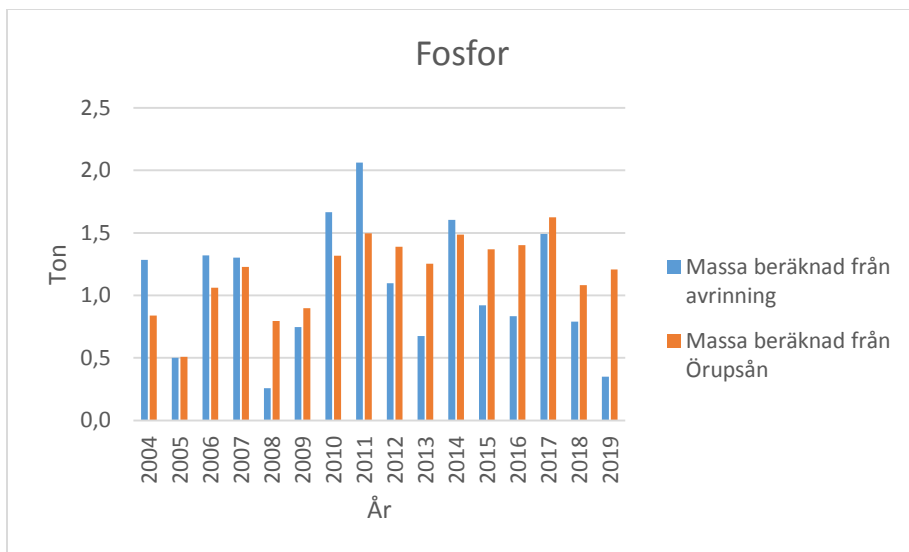
Figur 6.25 Beräknat upptag/avgivning av kväve per år av kringliggande mark och vattendrag i avrinningsområdet 2004 - 2019.

Kvävereningen i våtmarkerna uppgår till 2,0 % av den genererade kvävetransporten från jordbruksmarken. Den beräknade kvävereningen i våtmarkerna är väsentligt mindre vissa år än differensen mellan kvävetransporten i avrinningen och den uppmätta kvävetransporten i Örupsån, som kan jämföras mellan figur 6.23 och figur 6.24. En möjlig förklaring för detta är att upptag av kväve sker kontinuerligt under näringstransporten från jordbruksmark till Örupsån av växtlighet och viss denitrifikation sker. Även längs med Örupsåns kan upptag antas förekomma. Några år finns ett underskott av kväve i upptaget av kringliggande mark, detta kan förklaras med att ett tillskott från andra källor som inte täcks i det här arbetet har en stor tillförsel.

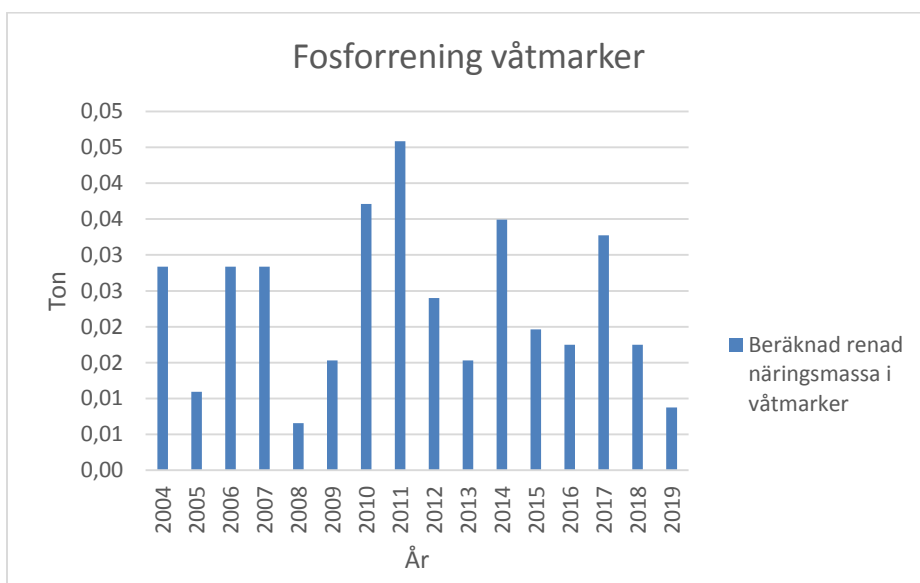
Den kvarhållna massan kväve i våtmarkerna som genomgår denitrifikation uppgår enbart till en mindre andel av den totala kvävetransporten. Anledningen till detta är att våtmarkerna avvattnar kringliggande jordbruksmark motsvarande ca 8 % av avrinningsområdets totala area.

6.4.2 Fosfortransport

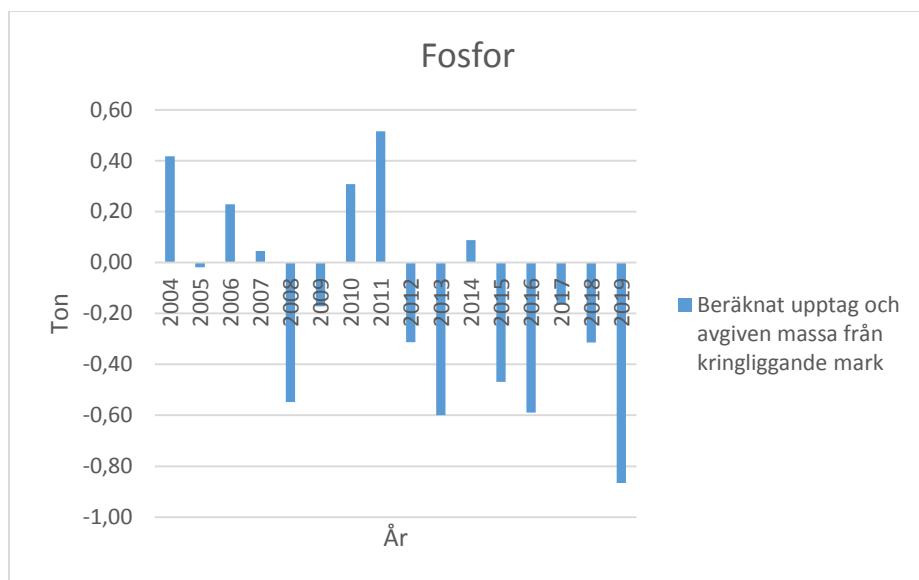
I figur 6.26 presenteras masstransporten från näringsläckage av fosfor i avrinningsområdet samt masstransporten i Örupsån från de uppmätta fosforkoncentrationerna, i figur 6.27 presenteras det totala massa fosfor som kvarhålls i våtmarkerna och i figur 6.28 presenteras upptaget av fosfor av kringliggande mark och vattendrag.



Figur 6.26 Beräknad masstransport av fosfor som genererats från kringliggande per år samt beräknad masstransport av fosfor i Örupsån per år 2004 - 2019.



Figur 6.27 Beräknade massan av fosfor per år från avrinning som tas upp i våtmarker 2004 - 2019.



Figur 6.28 Beräknat upptag/avgivning av fosfor per år av kringliggande mark och vattendrag i avrinningsområdet 2004 - 2019.

Fosforeringen uppgår till 2,2 % av den genererade fosfortransporten från jordbruksmarken. Fosfortransporten från jordbruksmarken uppgår till mycket högre värden än den uppmätta fosfortransporten i Örupsån under vissa år. Förklaringen till detta kan vara att sedimentation sker kontinuerligt längs med flödessträckan från jordbruksmark till Örupsån samt längs med Örupsån. Är sträckan tillräckligt lång hinner även mindre silt- och lerpartiklar sedimentera. Ett visst upptag av växtlighet kan även förekomma längs med transportsträckan. Mot slutet av tidsperioden uppvisar upptaget negativa värden som kan förklaras av att en större tillförsel från andra källor än Rosendals reningsverk och jordbruksmarken har skett.

Även våtmarkerna har ett mindre upptag av fosfor jämfört med upptag i omkringliggande mark och vatten i förhållande till den totala avrinningen. Detta kan även förklaras med att ca 8 % av avrinningen går till våtmarkerna.

7. Diskussion

7.1 Näringsämnenas ursprung i Örupsåns avrinningsområde

I uppskattningen av fördelningen av näringstillförseln ursprung i Örupsåns avrinningsområde sker en kontinuerlig överskattning av uppströms mätpunkt tillsammans med Rosendals avloppsreningsverk jämfört med nedströms mätpunkt. Anledningen kan vara att analysen av näringskoncentrationerna inte tar hänsyn till upptag av kväve och fosfor längs med transportsträckan mellan de två mätpunkterna. Det kan även vara möjligt att viss denitrifikation och sedimentering sker mellan mätpunkterna vilket reducerar koncentrationerna ytterligare. Relevansen i att mätpunkterna överensstämmer är att det rättfärdigar antagandet att nedströms punkt är en sammansättning av näringstillförseln från jordbruksmarken och Rosendals avloppsreningsverk.

Från resultaten framkommer att en majoritet av koncentrationen av näringsämnena genereras från kringliggande jordbruksmark. I studien så antogs att den kringliggande jordbruksmarken kring Örupsån och Rosendals avloppsreningsverk står för all näringstillförseln. Det är dock ett antagande som i praktiken kan vara missvisande då enskilda avlopp och andra punktkällor kan förekomma i avrinningsområdet. Uppskattningen av fördelningen av näringstillförseln kan dock vara en god indikation på var insatser bör göras för att förbättra vattenkvaliteten i Örupsån.

Fördelningen kan även ha förändrats över tiden. I den här studien så användes indata för analysen mellan år 2004 - 2008 då överlapp utsläppsdata enbart var tillgängliga för de två mätpunkterna då. Från den här perioden kan striktare bestämmelser tillkommit för avloppsreningsverket vilket minskat dess inverkan på näringskoncentrationerna i Örupsån. Förändringar i åkerareal och gödslingsintensiteten kan även ha en inverkan på hur fördelningen sett ut under senare år. För att få en fördelning av källorna till näringsämnena i Örupsån som är mer relevant i tiden bör data insamlas från samtliga möjliga utsläppskällor för att kunna analysera detta vidare.

7.2 Våtmarkernas näringsreningskapacitet

Våtmarkernas kvävereningskapacitet uppvisar ett tydligt mönster med lägre reningskapacitet mellan oktober till april då större flöden råder i avrinningsområdet. Det som blir problematiskt för reningskapaciteten är att våtmarkernas hydrauliska retentionstid blir mindre än vad som är nödvändigt för att erhålla en högre denitrifikation. Detta i kombination med lägre temperaturer under de kallare månaderna skapar ogynnsamma förhållande för kväveavskiljning. Under sommarmånaderna skapas däremot gynnsammare förhållanden för denitrifikation då både vattenflödena är lägre och temperaturen högre.

Då temperaturen är okontrollerbar blir det istället viktigt att se till den geometriska utformningen av våtmarkerna för att erhålla en större denitrifikation under vintermånaderna. Då större volymer på våtmarker byter ut vattenvolymen långsammare är detta fördelaktigt för samtliga månader på året. Detta kan tydligt ses på våtmark 2, 5 och 8 som har kvävereningskapaciteter på 80 %, 60 % och 90 % under juni månad.

Även för fosforavskiljningen kan en större reningskapacitet erhållas under sommarmånaderna då lägre flöden råder. Dock så har den hydrauliska retentionstiden inte samma betydelse för fosforavskiljningen, utan istället flödeshastigheten mellan in- och utlopp i våtmarken. Även här

får den geometriska utformningen stor betydelse för näringsavskiljningen. Om en våtmark utformas med en långsmal utformning med ett mindre djup hinner en stor andel av de fosforrika partiklarna sedimentera innan utloppet från våtmarken. Det mindre djupet ger även en kortare transportsträcka i den vertikala riktningen vilket ger ännu fler fosforrika partiklar möjligheten att sedimentera. Då våtmarken har en mindre bredd kan även större andel av vattenvolymen utnyttjas för denitrifikation och etablera fler denitrifikationsbakterier som avskiljer kväve eftersom den hydrauliska effektiviteten blir högre och större andel av vattenvolymen utnyttjas. L/B-förhållandet bör sättas till 2:1 - 4:1 för att uppnå dessa effekter. Uppvärmningen av våtmarken blir även snabbare pga. dess mindre vattendjup. En annan aspekt på detta är dock att avkylningen också blir snabbare vilket snabbare förändrar förutsättningarna för etableringen av denitrifikationsbakterier.

För att förbättra näringsavskiljningen ytterligare kan det vara fördelaktigt att placera grundare partier med växtlighet i våtmarken som filtrerar vattnet och möjliggör ytor för biofilm att etablera sig. Även detta kan vara fördelaktigt för både fosforavskiljning samt kväveavskiljning då den hydrauliska effektiviteten kan bli högre. För att ytterligare utreda våtmarkernas reningskapacitet kan variationen på näringsreningskapaciteten utredas under varje år för att identifiera år där våtmarkerna haft större inverkan på näringsreningen och implementera dessa slutsatser i vidareutvecklandet av anlagda våtmarker. Därefter kan även den totala nödvändiga våtmarksarealen uppskattas för avrinningsområdet som medför ett förbättrande av Örupsåns vattenkvalitet mot god ekologisk status.

7.3 Mätserier för kväve och fosfor

De regressionsmodeller som framtagits för att komplettera mätserierna för kväve och fosfor uppnådde låg korrelation. En förklaring till detta kan ha varit att modellerade värden från S-HYPE modellen är kalibrerade mot en viss fördelning av markförhållanden där markanvändningen varit annorlunda jämfört med perioden utanför valideringsperioden. Detta är ett möjligt antagande då de modellerade kvävekoncentrationerna erhåller samma variation under åren utan att få minskade toppar varken under de kallare eller varmare månaderna. Hade S-HYPE modellen varit kalibrerad så att den tagit med förändringar i markförhållanden vid senare tidsskeden hade en högre korrelation kunnat uppnås. S-HYPE kan dock göra goda flödesuppskattningar för avrinningsområdet då kalibreringen av modellen uppvisar en korrelation mellan modellerade och uppmätta flöden på $R^2=0,857$ i ett närliggande vattendrag (SMHI, 2020).

För kväve uppvisar modellerade värden en kontinuerlig underskattning i början av tidsserien som sedan beskriver uppmätta värdena bättre i de senare delarna av tidsserien. En liten effekt av våtmarkernas kväveavskiljning kan ses i de uppmätta värdena allt eftersom fler våtmarker anläggs. Effekten är dock liten då en liten andel av den totala avrinningen når våtmarkerna.

Fosfor uppvisar en kontinuerlig överskattning av modellerade värden, dock når vissa uppmätta toppar av fosforkoncentrationer över de modellerade värdena. Dessa värden kan dock betraktas som extremvärden och inte representativa för den normala avrinningen som oftast ligger mycket lägre. De uppmätta fosforvärdena är mer benägna att variera under året men uppvisar mot slutet av tidsserien en minskning både i variationen under året samt i hur stora koncentrationer som uppmäts. Det kan vara en effekt av våtmarkernas inverkan genom sedimentering då en del av

fosforavrinningen sker via våtmarkerna. Om minskningen kan förklaras av våtmarkerna så syns den först mot slutet av tidsserien då samtliga våtmarker anlagts.

7.4 Massberäkning

I massbalansen finns en stor differens mellan den genererade massan näringsämnen i avrinningsområdet och den uppmätta massan i Örupsån vissa perioder och vissa år finns ett underskott i differensen. Från beräkningarna för masstransporten kan en viss avskiljning erhållas från de anlagda våtmarkerna i avrinningsområdet, dock är näringsmassan som beräknats avskiljas mycket mindre. Det kan vara så att en stor andel näringsmassa avskiljs under transportsträckan från jordbruksmarken till Örupsån och att även naturliga våtmarker har en viss inverkan på näringsmassan som transporteras. För att kunna göra en mer exakt bedömning bör flödesvägar kartläggas mer noggrant för att kunna identifiera möjliga näringsfällor där avrinningen innehållandes fosfor och kväve kan eventuellt fördröjas och avskiljas. Vid de år där ett underskott uppmätts kan en större andel näringsämnen tillförs Örupsån från andra källor som inte täcks i beräkningarna för detta arbete.

Den totala transporterade massan kväve till Örupsån har viss variation under perioden 2004 - 2019 och en viss minskning kan tydas. Minskningen kan antas ske genom denitrifikation i våtmarkerna då våtmarkerna beräknats kunna avskilja 2,0 % av det totala kväveläckaget. För att göra mer exakta bedömningar hur stor denitrifikation som faktiskt sker i våtmarkerna bör noggrannare kartläggning av inflöde till våtmarkerna göras, noggrannare beräkning av dess geometri och mer exakta temperaturkoefficienter användas.

Totala massan av fosfor som transporteras till Örupsån har minskat från början av tidsserien 2004 - 2019 vilket kan förklaras av dels att våtmarkerna anlagts i avrinningsområdet och uppnått en reningsförmåga på 2,2 % av det totala fosforläckaget men även att näringsläckaget minskat under perioden. Ett tydligt mönster kan dock ses att ju större mängd fosfor som transporteras, desto större mängd fosfor avskiljs. En möjlighet att avskilja mer fosfor kan således vara att leda en större mängd av avrinningen via våtmarkerna för att sedan låta det rinna vidare mot Örupsån. Det kan exempelvis göras genom att leda dräneringen från fler jordbruksmarker mot våtmarkerna via dräneringsrör och diken och på så vis utnyttja våtmarkernas reningsförmåga på större andel av avrinningen.

8. Slutsatser

Det kan konstateras att anlagda våtmarker inom Örupsåns avrinningsområde har haft en liten effekt på näringskoncentrationerna i Örupsån där beräkningarna resulterat i 2,0 % avskiljning för kväve och 2,2 % för fosfor i masstransporten. Ytterligare åtgärder krävs därmed för att minska koncentrationerna så att miljömålen kan uppnås. Genom anläggning av nya våtmarker kan Örupsån närma sig sitt naturliga tillstånd när större mängder näringsämnen inte når vattendraget. Övergödningen kan minska som effekt av detta också.

Örupsån erhåller sina höga koncentrationer av kväve och fosfor på grund av den kringliggande åkermarkens avrinning. Värdena når sina toppar under vintermånaderna. Den näringsrika avrinningen från jordbruksmarken kring Örupsån erhåller en stor andel näringsavskiljning längs med sin transportväg mot Örupsån. För att åstadkomma lägre koncentrationer av kväve och fosfor i Örupsån bör fler våtmarker anläggas intill Örupsån med sitt inlopp från flödet i Örupsån så att en konstant tillförsel av näringsrikt vatten strömmar genom våtmarken. På så vis kan en högre avskiljning åstadkommas av vattnet som redan nått Örupsån och större andel av avrinningsområdets vatten tillåts genomgå sedimentering och denitrifikation.

Örupsån har erhållit en större minskning av näringskoncentrationer mellan åren 2004 – 2019. Kvävekoncentrationerna minskade sitt årsmedelvärde med 31 % och fosfor minskade sitt årsmedelvärde med 25 % under perioden 2004 – 2019. Våtmarkerna står för en liten del av minskningen medan kringliggande mark och vattendrag står för en större del av minskningen.

Nya våtmarker som anläggs i anslutning till Örupsån bör utformas med ett L/B-förhållande på minst 2:1 och en litet djup för optimerad sedimentering och utnyttjande av vattenvolymen för denitrifikation. Den hydrauliska retentionstiden bör uppgå till minst 2 dagar för nya våtmarker som anläggs. Det kan även konstateras att större volym på våtmarken medför en större kväveavskiljning. Längden bör göras så stor som möjligt med en bredd som gör att L/B-förhållandet på minst 2:1 uppnås så att inte ett för stort vattendjup måste användas. Det mindre vattendjupet medför snabbare uppvärmning och snabbare sedimentering som kommer åstadkomma en större näringsavskiljning.

Fördröjning av avrinning inom området kan ge en positiv effekt på masstransporten. Andra typer av mindre naturliga dammar kan med fördel användas som ett första reningssteg ifall avrinningen från jordbruksmarken samlas upp i dessa innan de släpps vidare mot Örupsån och anlagda våtmarker. Genom att fördröja avrinningen kan även naturliga våtmarker återställas och behålla sin naturliga näringsrenande funktion och bli en del av landskapet.

En mer omfattande kartläggning av utsläppskällor som medför näringstillförsel till Örupsån behöver även göras för att kunna identifiera områden där anläggningen av våtmarker gör störst nytta. Punktutsläpp och ytor med höga koncentrationer bör prioriteras vid anläggning av nya våtmarker.

Referenser

- Eniscoula. 2016. *What is eutrophication? Causes, effects and control*.
<http://www.eniscoula.net/en/2016/11/03/what-is-eutrophication-causes-effects-and-control/>
[Hämtad 2020-04-27]
- Fetter, C.W. Jr. 2014. *Applied Hydrogeology*. Fourth Edition. Edinburgh Gate, Harlow. Pearson Education Limited.
- Feuerbach, Peter. 2014. *Praktisk handbok för våtmarksbyggare*. Tredje upplagan. Hushållningssällskapet Halland.
- Feuerbach, Peter. Strand, John. 2010. *Water and biodiversity in the agricultural landscape*. Hushållningssällskapet Halland.
- Fjällstedt, Krister. Sjöström, Erik. 2007. *Nybroåns recipientkontrollprogram; Årsrapport 2007*.
http://www.nybro-kabusa.se/wp-content/uploads/2019/06/Samordnad-Recipientkontroll-Nybroan-2007_web.pdf Pelagia Miljökonsult AB.
- Finlayson, C. Max. Everard, Mark. Irvine, Kenneth. McInnes, Robert J. Middleton, Beth A. van Dam, Anne A. Davidson, Nick C. 2018. *The Wetland Book*. Dordrecht. Springer.
- Gunnarsson, Ronny. 2002. *Korrelation och regression*.
<http://infovoice.se/fou/bok/statmet/10000053.shtml> [Hämtad 2020-04-07]
- Jordbruksverket. 2020a. *Åkerarealens användning efter kommun och gröda. År 1981 - 2019*.
- Jordbruksverket. 2020b. *Övergödning och läckage av växtnäring*.
<https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring> [Hämtad 2020-06-08]
- Kadlec, Robert H. Wallace, Scott D. 2009. *Treatment Wetlands*. Second Edition. CRC Press. Boca Raton.
- Lane, David M. 2007. *Measures of Variability*.
http://onlinestatbook.com/2/summarizing_distributions/variability.html [Hämtad 2020-04-07]
- Länsstyrelsen. 2007. *Morfologiska förändringar*. Vatteninformationssystem Sverige.
<http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/miljoproblem-och-paverkan/miljoproblem/Pages/morfologiska-forandringar.aspx> [Hämtad 2020-04-09]
- Länsstyrelsen. 2017. *Örupsån*. Vatteninformationssystem Sverige.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA57488192> [Hämtad 2020-04-09]
- Löfroth, Michael. 1991. *Våtmarkerna och deras betydelse*. Solna. Naturvårdsverket.
- Mckenzie L. Davis. 2010. *Water and Wastewater Engineering. Design Principles and Practice*. Professional Edition. The McGraw-Hill Companies.
- Naturvårdsverket. 2009. *Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i jordbrukslandskap*. Rapport 6309.
- Naturvårdsverket. 2011. *Fukthedar, nordatlantiska fukthedar med klockljung*. Stockholm. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1.

- Naturvårdsverket. 2019a. *Etappmålen*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Sveriges-miljomal/Etappmal/> [Hämtad 2020-03-13]
- Naturvårdsverket. 2019b. *Miljö kvalitetsmålen*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/> [Hämtad 2020-03-13]
- Naturvårdsverket. 2019c. *Myllrande våtmarker*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Myllrande-vatmarker/> [Hämtad 2020-03-13]
- Naturvårdsverket. 2019d. *Våtmark*. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vatten/Vatmark/> [Hämtad 2020-06-08]
- Naturvårdsverket. 2020a. *Ingen övergödning*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Ingen-overgodning/> [Hämtad 2020-03-14]
- Naturvårdsverket. 2020b. *Levande sjöar och vattendrag*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Levande-sjoar-och-vattendrag/> [Hämtad 2020-03-14]
- Nilsson, Erik. 2020. Påverkan på vattendrag och kustområden i Skåne från punktutsläpp. Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola.
- Online Statistics Education: A Multimedia Course of Study. <http://onlinestatbook.com/2/index.html> Project Leader: David M. Lane, Rice University. [Hämtad 2020-05-18]
- Paulsson. Robert, Djodic. Faruk, Carlsson Ross. Carina, Hjerpe. Karin, 2015. *Nationell jordartskartering. Matjordens egenskaper i åkermarken*. Jordbruksverket. Rapport 2015:19.
- Marchetti, R. Viviani, R. Vollenweider, R.A. 1992. *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier Science Publishers B.V. Molenwerf 1. Amsterdam, The Netherlands.
- SCB. 2019. *Marken i Sverige*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/miljo/marken-i-sverige/#:~:text=Sveriges%20landyta%20%C3%A4r%20407%20000,skogsmark%20och%208%20procent%20jordbruksmark.&text=Den%20bebyggda%20marken%20utg%C3%B6r%20inte,procent%20av%20Sveriges%20totala%20landyta.> [Hämtad 2020-06-08]
- SMHI. 2009a. *Normal årsnederbörd*. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/nederbord/normal-arsnederbord-1.7956> [Hämtad 2020-04-09]
- SMHI. 2009b. *Normal årsavdunstning*. <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenforing/normal-arsavdunstning-1.7969> [Hämtad 2020-04-09]
- SMHI. 2017. *Alger*. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/alger-1.6025> [Hämtad 2020-04-27]
- SMHI. 2018a. *Modelldata per område*. <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [Hämtad 2020-04-09]
- SMHI. 2018b. *Källor till övergödning*. <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/kallor-till-overgodning-1.6011> [Hämtad 2020-04-27]

- SMHI. 2020. *Utvärdera modellresultat för sötvatten*. <http://vattenwebb.smhi.se/modelldiff/> [Hämtad 2020-06-05]
- Blecken, Godecke. Al-Rubaei, Ahmed. Viklander, Maria. Marsalek, Jiri. 2017. *25 kommunala dagvattendammar i Sverige – hur fungerar de?* Svenskt Vatten. Rapport 2017-18.
- Sveriges Geologiska Undersökning. 2020. *Jordarter 1:25000 - 1:100000*. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> [Hämtad 2020-06-11]
- Sveriges Lantbruksuniversitet. *Miljödata*. <https://miljodata.slu.se/mvm/Search> [Hämtad 2020-02-20]
- Sveriges Miljömål. 2017a. *Ingen övergödning - saker kommuner kan göra*. <http://www.sverigesmiljomal.se/stod-och-rad-i-miljoarbetet/ingen-overgodning---saker-kommuner-kan-gora/> [Hämtad 2020-05-25]
- Sveriges Miljömål. 2017b. *Myllrande våtmarker - saker kommuner kan göra*. <http://www.sverigesmiljomal.se/stod-och-rad-i-miljoarbetet/myllrande-vatmarker---saker-kommuner-kan-gora/> [Hämtad 2020-03-16]
- Sveriges Miljömål. 2018. *Generationsmålet - Miljöarbete för kommande generationer*. <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/generationsmalet/> [Hämtad 2020-03-13]
- Sveriges Miljömål. 2019. *Så fungerar arbetet med Sveriges miljömål*. <https://sverigesmiljomal.se/sa-fungerar-arbetet-med-sveriges-miljomal/> [Hämtad 2020-03-13]
- Ternsell, Anders. 2004. *Nybroån 2004. Nybroåkommittén*. http://www.nybro-kabusa.se/wp-content/uploads/2019/06/Samordnad-Recipientkontroll-Nybroan-2004_web.pdf Medins Biologi AB.
- Tonderski, Karin. Weisner, Stefan. Landin, Jan. Oscarsson, Hans. 2002. *Våtmarksboken, skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. Västervik. AB Ekblad & Co.
- United States Environmental Protection Agency, EPA. 2017. *Constructed Wetlands*. <https://www.epa.gov/wetlands/constructed-wetlands> [Hämtad 2020-06-11]
- Vattenatlas. 2020. <https://vattenatlas.se/> [Hämtad 2020-04-10]
- Vattenrådet för Nybroån, Kabusaån och Tygeån. 2020. *Rapporter* <http://www.nybro-kabusa.se/rapporter/> [Hämtad 2020-06-05]

Bilagor

Bilaga 1 Beräknat flöde genom våtmarker i delavrinningsområde 1

Genomsnittlig volym som passerar våtmarkerna per månad.

Månad	Flöde per våtmark (m ³ /månad)
Januari	6271
Februari	5756
Mars	5108
April	3149
Maj	1343
Juni	1166
Juli	1763
Augusti	1790
September	2250
Oktober	2654
November	5246
December	6077

Bilaga 2 Beräknat flöde genom våtmarker i delavrinningsområde 2

Genomsnittlig volym som passerar våtmarkerna per månad.

Månad	Flöde per våtmark (m3/månad)
Januari	19733
Februari	18107
Mars	15756
April	8983
Maj	3362
Juni	2822
Juli	4708
Augusti	4944
September	6063
Oktober	7450
November	15947
December	18949

Bilaga 3 Beräknat flöde genom våtmarker i delavrinningsområde 3

Genomsnittlig volym som passerar våtmarkerna per månad.

Månad	Flöde per våtmark (m3/månad)
Januari	8400
Februari	7557
Mars	6775
April	3859
Maj	1458
Juni	1396
Juli	2317
Augusti	2466
September	2901
Oktober	3567
November	6976
December	8176

Bilaga 4 Exempel på areauppskattning på avvattningsområde, våtmark 3

