



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 24001

Examensarbete 30 hp

Januari 2024

Modellering av extern fosforbelastning till Vombsjön

En studie med hydrologiska modellen Soil and Water
Assessment Tool, SWAT+

Johanna Jönsson



UPPSALA
UNIVERSITET



Modelling of external phosphorus load to lake Vomb – a study with the hydrological modell Soil and Water Assessment Tool, SWAT+

Johanna Jönsson

Abstract

Vombsjön is one of the most important drinking water sources in southern Skåne, supplying drinking water to Malmö and parts of Lund. The lake suffers from eutrophication and reoccurring algal blooms which are complicating the drinking water production. Phosphorus leaching from the bottom sediment of the lake (internal load) and phosphorus coming from the agriculture-dominated catchment (external load) needs to be investigated to address the eutrophication issues and ensure a safe drinking water production.

As part of this thesis, the external phosphorus load has been investigated through hydrological modeling of the catchment area, using Soil and Water Assessment Tool (SWAT+). The modeling results show that the approximately 45 000 hektar big catchment area contributes to an average of 25 tons of total phosphorus per year via the three main watercourses that flows into Vombsjön. The average load is based on simulations between 2011 and 2022, and the load varies between 14–37 tons of total phosphorus for the examined years. 79 % of the total phosphorus load is supplied to the lake via the largest watercourse, Björkaån, 11 % via Torpsbäcken and 10 % via Borstbäcken.

The monthly water flow has been manually calibrated and validated against flow measurements at one point in the catchment area. Environmental monitoring data from an agriculture-dominated catchment area, located in the same leakage region as most of the Vombsjöns catchment area, was used to compare the magnitude of the area-specific phosphorus transport. The area-specific monthly and annual transports of total phosphorus were within the same order of magnitude, but there were significant variations between some years and months.

The hydrological model needs further development to better simulate water flow during autumn and winter, when the flow is generally highest. Furthermore, the model needs to be calibrated and validated against more flow stations and measured phosphorus concentrations within the catchment area to determine how well the model simulates phosphorus transport.

Keywords: Phosphorus, Eutrophication, Agriculture, Hydrological Model, Soil and Water Assessment Tool

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Christian Alsterberg & Anna Söderman Ämnesgranskare: Ingrid Wesström

Examinator: Antonio Segalini

REFERAT

Modellering av extern fosforbelastning till Vombsjön – en studie med hydrologiska modellen Soil and Water Assessment Tool, SWAT+

Johanna Jönsson

Vombsjön är en av de viktigaste dricksvattentäkterna i södra Skåne som förser bland annat Malmö och delar av Lund med dricksvatten. Sjön lider av övergödning och återkommande algbloomingar som komplicerar dricksvattenproduktionen. Fosfor från sjöns botten sediment (intern belastning) och fosfor från det jordbruksdominerade avrinningsområdet (extern belastning) behöver kartläggas för att råda bukt på övergödningssproblematiken i sjön och trygga produktionen av ett säkert dricksvatten.

Inom ramen för detta examensarbete har den externa fosforbelastningen kartlagts genom modellering av Vombsjöns avrinningsområde med den hydrologiska modellen Soil and Water Assessment Tool (SWAT+). Resultaten från modelleringen visar att det nära 45 000 ha stora avrinningsområdet i genomsnitt tillför 25 ton totalfosfor per år via de tre huvudvattendragen som mynnar ut i Vombsjön. Medelvärde är beräknat på simuleringar gjorda för åren 2011 – 2022 och belastningen varierar mellan 14–37 ton totalfosfor för de undersökta åren. 79 % av totalfosfor tillförs sjön via det största vattendraget Björkaån, 11 % via Torpsbäcken och 10 % via Borstbäcken.

Den månatliga vattenföringen har manuellt kalibrerats och validerats mot en mätpunkt i avrinningsområdet. Miljöövervakning från ett jordbruksdominerat typområde i samma läckage-region som Vombsjöns avrinningsområde till största del ligger inom användes för att jämföra storleksordningen på den arealspecifika fosfortransporten. De arealspecifika månads- och årstransporterna låg inom samma storleksordning men variationerna mellan de två områdena var stora somliga år och månader.

Den hydrologiska modellen behöver vidareutvecklas för att bättre simulera vattenföringen under höst och vinter, när vattenföringen generellt är som störst. Vidare behöver modellen kalibreras och valideras mot fler vattenföringsstationer och uppmätta fosforhalter i avrinningsområdet för att avgöra hur väl modellen simulerar fosfortransporten.

Nyckelord: Fosfor, övergödning, jordbruk, hydrologisk modell, Soil and Water Assessment Tool

Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, Uppsala

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar civilingenjörsutbildningen i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet har utförts hos Sydvatten (Sydvatten AB) inom ramen för doktorandprojektet *Fosfordynamik i Vombsjön* som avslutas år 2027.Handledare för examensarbetet har varit Christian Alsterberg, forskningsledare på Sydvatten, och Anna Söderman, industridoktorand på Sweden Water Research och Sydvatten. Ingrid Wesström på Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet har varit ämnesgranskare.

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare på Sydvatten för värdefull vägledning och stöttning under hela projektets gång. Jag vill också tacka min ämnesgranskare för värdefulla kommentarer och expertkunskap. Slutligen vill jag även tacka familj och vänner som har hejat på och peppat mig hela vägen.

Johanna Jönsson

Uppsala, 2024

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Övergödning av sjöar och vattendrag är ett stort problem i Sverige. Sjöar och vattendrag riskerar att bli övergödda om de tillförs för stora mängder av växtnäringsämnet fosfor. Alger och växtplankton kan tillväxa i mycket snabb takt om för mycket fosfor finns tillgängligt. Algbloomningar kan då bildas och det finns risk att giftiga alger utvecklas. Den snabba tillväxten orsakar obalans i ekosystemet och allvarliga konsekvenser kan uppstå så som syrebrist och fiskdöd.

Ett exempel på en sjö som lider av problem med övergödning är Vombsjön i Skåne. Sjön är en av de viktigaste dricksvattentäkterna i södra Skåne och förser bland annat Malmö och delar av Lund med dricksvatten. På grund av att sjön är övergödd så inträffar återkommande algbloomningar under sommaren som komplicerar produktionen av dricksvatten. Det finns tre större vattendrag som rinner in i Vombsjön där Björkaån är störst och Torpsbäcken och Borstbäcken är avsevärt mindre. Sjöns avrinningsområde består till stor del av jordbruksmark. Risken för att fosfor ska föras med avrinnande vatten är större i jordbruksdominerade områden eftersom extra växtnäring i form av gödning tillförs åkermarken för att grödorna ska växa bättre.

För att beräkna hur mycket fosfor som tillförs sjön har en hydrologisk modell byggts upp i programmet Soil and Water Assessment tool (SWAT+). I programmet har information om topografi, befintliga vattendrag och diken, markanvändning och jordarter lagts in. Modellen kan utifrån denna information tillsammans med väderdata simulera hur mycket vatten och fosfor som tillförs sjön via de tre största vattendragen.

Resultaten från modellen visar att 25 ton fosfor i genomsnitt tillförs sjön årligen med en variation som sträcker sig mellan 14 – 37 ton. Genomsnittet är ett medelvärde för de år som ingick i simuleringen och som sträckte sig från 2011–2022. Vidare visar modellen att 79 % av fosfor kommer in i sjön via Björkaån, 11 % via Torpsbäcken och 10 % via Borstbäcken.

För att jämföra hur realistiska resultaten är jämfördes de mot mätdata från ett litet jordbruksdominerat avrinningsområde där kontinuerlig miljöövervakning fanns att tillgå. I det så kallade typområdet mäts volymen vatten som passerar per sekund kontinuerligt och ett medelvärde beräknas för varje dag. Dessutom mäts koncentrationerna av fosfor i vattendraget var 14:e dag. Utifrån denna information beräknas den totala mängden fosfor som transporteras i vattendraget varje dag som sedan summeras till månads- och årstransporter. Typområdet ligger inom samma läckageregion som den största delen av Vombsjöns avrinningsområde också gör. Att de två områdena ligger inom samma läckageregion innebär att klimat och jordbruk är relativt lika och därför går att jämföra. Typområdet är 680 hektar stort och Vombsjöns avrinningsområde är nära 45 000 hektar stort. På grund av den stora skillnaden i storlek divideras fosformängden med arealen. Den arealspecifika fosfortransporten kan sedan användas för att jämföra två olika områden.

De arealspecifika månads- och årstransporterna låg inom samma storleksordning vid jämförelse mellan typområdet och Vombsjöns avrinningsområde. Det fanns dock stora variationer mellan de två områdena somliga år och månader. För att med säkerhet uttala sig om hur bra modellen simulerar fosfortransporten hade modellen behövt bearbetas ytterligare. Däribland hade vattenföringen i de tre vattendragen behövts mätas och fosfortransporten beräknas för att sedan kunna jämföra dessa observationer med modellens simulerade vattenföring och fosfortransport och utvärdera hur väl de stämmer överens.

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte.....	2
1.1.1	Frågeställningar.....	2
1.2	Avgränsningar.....	2
2	Bakgrund.....	3
2.1	Övergödning.....	3
2.1.1	Fosforcykeln.....	3
2.1.2	Förluster och transporter av fosfor till vattenmiljön.....	4
2.1.2.1	Utlakning.....	5
2.1.2.2	Erosion.....	5
2.1.2.3	Ytavrinning.....	5
2.1.3	Fosforläckage från jordbruksmark.....	6
2.1.3.1	Åtgärder för minskat fosforläckage från jordbruksmark.....	8
2.2	SWAT+, QGIS och QSWAT+.....	9
2.2.1	Fosfor i SWAT+.....	13
2.2.2	Statistiska mått för kalibrering och validering.....	16
3	Material och metod.....	18
3.1	Undersökningsområde.....	18
3.1.1	Avrinningsområde.....	18
3.1.2	Vattendrag.....	19
3.1.3	Tidigare undersökningar.....	20
3.2	Modellering.....	22
3.2.1	Datainsamling och datahantering.....	22
3.2.1.1	DEM.....	23
3.2.1.2	Vattendrag och diken.....	23
3.2.1.3	Jordarter.....	23
3.2.1.4	Markanvändning.....	27
3.2.1.5	Väderdata.....	29
3.2.1.6	Vattenföring.....	32
3.2.1.7	Totalfosfor.....	32
3.2.2	Modelluppbyggnad.....	34
3.2.2.1	Steg 1 - Avgränsa avrinningsområdet.....	34
3.2.2.2	Steg 2 - Skapa HRUs.....	35
3.2.2.3	Steg 3 – Anpassningar av modellen.....	36
3.2.2.4	Steg 4 - Köra modellen.....	40
3.2.3	Kalibrering och validering av vattenföring.....	40
3.2.4	Validering av fosfortransporter.....	40
4	Resultat.....	42
4.1	Innan kalibrering.....	42
4.2	Kalibrering och validering – vattenföring.....	42
4.3	Årstransport.....	43
4.4	Specifik avrinning och nederbörd.....	44
4.5	Arealspecifik årstransport av totalfosfor.....	47
4.6	Arealspecifik månadstransport av totalfosfor.....	48
5	Diskussion.....	50

5.1	<i>Resultatdiskussion</i>	50
5.1.1	Frågeställning 1	50
5.1.2	Frågeställning 2	52
5.2	<i>Metoddiskussion</i>	55
5.2.1	Väderstationer	56
5.2.2	Markanvändning	56
5.2.3	Kalibrering och validering	57
5.3	<i>Framtida användningsområden för modellen</i>	58
5.4	<i>Slutsats</i>	59
6	Appendix	67
6.1	<i>Jordarter - översättningstabell</i>	67
6.2	<i>Markanvändning - översättningstabell</i>	68
6.3	<i>Dränering</i>	69
6.4	<i>Näringstillförsel i form av gödning</i>	70
6.5	<i>Specifik avrinning per månad</i>	71
6.6	<i>Specifik månadstransport av totalfosfor</i>	72

1 Inledning

Ingen övergödning är ett av Sveriges 16 miljömål. Enligt Havs- och vattenmyndigheten kommer målet inte uppnås till 2030 trots de många åtgärder som idag har implementerats. Övergödning av sjöar, vattendrag och hav är ett stort problem i Sverige (Havs- och vattenmyndigheten 2022) och anses vara ett av vårt samhälles största miljöutmaningar (Sveriges vattenmiljö u.å.). Utsläpp från industrier, fordon, reningsverk, enskilda avlopp och näringsläckage från jordbruksmark har sedan länge bidragit till övergödningssproblematiken (Sveriges vattenmiljö u.å.). I slutet av 1900-talet infördes på många håll fler reningssteg i reningsverken, så som fosforfällning och kväverening (Sveriges vattenmiljö u.å.). På 70-talet var växtnäringsläckaget från jordbruksmark som störst (Jordbruksverket 2022b), men sedan 1986 har det funnits nationella åtgärdsprogram för att minska näringsläckaget. Dessa har gett effekt på kväveläckaget, men fosforläckaget har inte minskat lika mycket (Sveriges vattenmiljö u.å.). Eftersom näringsutsläppen skett under en lång tid finns stora mängder näringsämnen, framför allt fosfor, inlagrat på bottenarna i sjöar och hav. Än idag kan denna fosfor frisläppas och bidra till övergödning (Sveriges vattenmiljö u.å.). Övergödda sjöar kan således påverkas både av nytillförsel av fosfor och inlagrad fosfor i bottensedimenten.

Näringsrika sjöar finns främst i de tätbefolkade och jordbruksdominerade områdena i södra Sverige (Sveriges vattenmiljö u.å.). En av de sjöar som historiskt sett har haft stort näringsläckage från landskapet är Vombsjön, som ligger i Kävlingeåns avrinningsområde i Skåne (Ekologgruppen 2017). Sjön har *otillfredställande* ekologisk status och kvalitetsfaktorn näringsämnen erhöll *dålig* status under den senaste förvaltningscykeln (2017-2021) (VISS 2019d). Vombsjön är en av de viktigaste dricksvattentäkterna i södra Skåne som förser bland annat Malmö och delar av Lund med dricksvatten (Sydvatten 2015; Havs- och vattenmyndigheten 2023). De återkommande algbloomingarna, som är ett resultat av övergödningen komplicerar dricksvattentillverkningen (Ekologgruppen 2011). Det finns därför ett stort intresse att kartlägga hur sjön påverkas av näringsbelastningar från avrinningsområdet (extern belastning) och från den fosfor som finns inlagrad i bottensedimentet (intern belastning). För att besvara denna komplexa fråga behöver den externa fosforbelastningen kartläggas, vilket denna studie avser att göra.

1.1 Syfte

Syftet med projektet är att bygga en hydrologisk modell med modelleringsverktyget Soil and Water Assessment Tool, SWAT+, som simulerar fosfortillförseln till Vombsjön via de tre huvudvattendragen Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken, samt utvärdera hur bra modellen simulerar fosfortillförseln. I ett större perspektiv är målet att modellen ska kunna användas för att simulera var olika åtgärder kan implementeras, samt utvärdera vilken effekt de har på fosfortillförseln.

1.1.1 Frågeställningar

- Hur mycket totalfosfor tillförs Vombsjön via de tre huvudvattendragen Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken enligt modellen?
- Ger en SWAT+-modell över Vombsjöns avrinningsområde representativa totalfosfortransporter vid jämförelse med miljöövervakning?

1.2 Avgränsningar

Inom ramen för projektet kommer endast den externa fosforbelastningen från diffusa källor från jordbruket att undersökas. Det vill säga, fosforläckage från punktkällor så som enskilda avlopp, kommunala reningsverk eller industrier kommer inte beaktas.

2 Bakgrund

2.1 Övergödning

Övergödning, även kallat eutrofiering, kan uppstå om det finns för mycket växtnäring i ett vatten, framför allt kväve och fosfor (Sveriges vattenmiljö u.å.). I sjöar är det fosfor som oftast är det begränsande näringsämnet (Sveriges vattenmiljö 2019; Havs- och vattenmyndigheten 2022). Växtplankton och snabbväxande alger kan i eutrofa miljöer tillväxa nästintill ohämmat och orsaka obalans i ekosystemet, vilket är det som sker vid algbloomingar (Sveriges vattenmiljö u.å.). När växtplankton och alger så småningom bryts ner förbrukas syre, varpå syrebrist kan uppstå i sjön. Vid syrebrist riskerar känsliga bottenlevande djurarter att dö, vilket får till följd att även fisk med bottendjur som viktig födoresurs påverkas. En obalans uppstår således i ekosystemet (Sveriges vattenmiljö u.å.). Det är därmed viktigt att minska mängden fosfor i sjöar för att förhindra algblooming och konsekvenserna det för med sig för ekosystemen. Fosfor kan tillföras en sjö både internt och externt. Vid intern belastning frigörs fosfor från bottensedimentet och vid extern belastning tillförs sjön fosfor via tillrinnande vattendrag.

2.1.1 Fosforcykeln

Fosfor förekommer i en mängd olika former, där löst fosfat är den form som kan tas upp direkt av växter (Sveriges vattenmiljö 2019). Fosfor i jordbruksmark förekommer i oorganisk form som växttillgängliga fosfater och fosfater bundna till olika markpartiklar, samt i organisk form inbyggd i markens organiska material (SLU 2023). Figur 1 visar de viktigaste komponenterna i fosforcykeln. Fosfor tillförs jorden genom exempelvis applicering av gödning i form av mineralgödsel, naturgödsel, restprodukter och slam (SWAT+ 2022f). Växter tar upp fosfor i form av växttillgängliga fosfater (HPO_4^{2-} och H_2PO_4^-). Marken har en stor potential att binda fosfor och därför utgör de växttillgängliga fosfaterna en mycket liten del av markfosfaterna (Eriksson et al. 2011; Eriksson 2016). Den största delen av fosfor är bunden till jordens olika fasta beståndsdelar (Eriksson 2016). Fosfatjonerna kan även adsorberas till lerpartiklar (SWAT+ 2022f), man säger att fosfor fixeras eller fastläggs (Eriksson et al. 2011). Fosfor finns till exempel i olika mineral så som Apatit som är ett kalciumfosfatmineral. Fosfat kan även vara bundet till järn- och aluminiumföreningar i jorden (Eriksson 2016). När växterna dör tillförs marken organisk fosfor som i sin tur kan mineraliseras till fosfatjoner igen. Fosfor i det organiska materialet kan klassas som hårt

bundet eftersom det krävs en biologisk nedbrytningsprocess (mineralisering) för att återfå de växttillgängliga fosfaterna (Eriksson et al. 2011). Några procent av den organiska fosfor mineraliseras varje år i en biologiskt aktiv jord. Fosfater kan i sin tur också bindas in i organiska föreningar genom mikroorganismernas upptag och immobilisering (Eriksson et al. 2011). I matjorden (de översta 30 cm av markprofilen) kan 30-60 % av totalfosfor vara organiskt bunden (Eriksson et al. 2011).

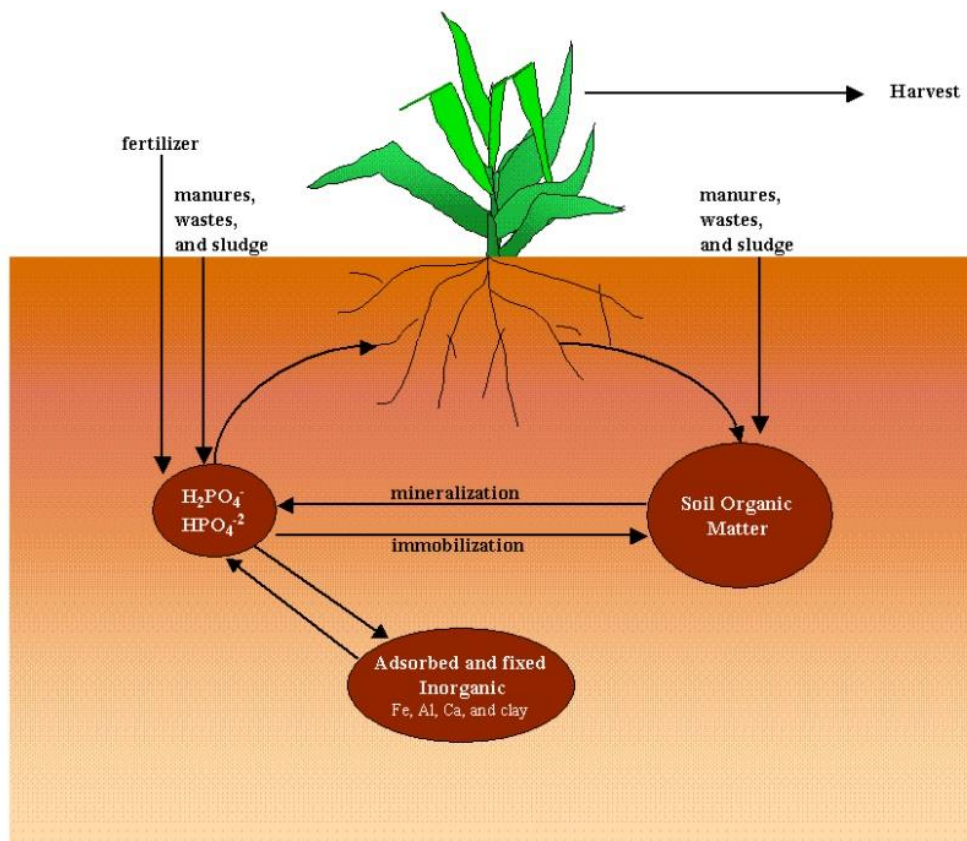


Figure 3:2-1: The phosphorus cycle

Figur 1. Schematisk bild över de viktigaste komponenterna i fosforcykeln. Bild från SWAT+ dokumentation (SWAT+ 2022f).

Vid skörd av grödor förs fosfor som finns i grödan bort. Fosfor kan även transporteras bort från marken på andra sätt som beskrivs i det kommande avsnittet.

2.1.2 Förluster och transporter av fosfor till vattenmiljön

Generellt sker förluster av växtnäring från marken till vattenmiljön genom tre huvudsakliga transportvägar; *utlakning*, *erosion* av partikelbundna ämnen och *ytavrinning* av lösta ämnen (Eriksson et al. 2011). Vilken av de tre transportvägarna som dominerar varierar och beror på platsspecifika förhållanden samt näringsämnets egenskaper (Eriksson et al. 2011).

2.1.2.1 Utlakning

Näringsinnehållet i nederbörden är mycket låg, men i takt med att vattnet infiltreras i marken och rör sig genom markprofilen anrikas det rörliga vattnet med näringsämnen genom jonbyte, upplösning- och utfällningsreaktioner (Eriksson et al. 2011). Det dränerande vattnet har därför en betydligt högre koncentration av näringsämnen jämfört med nederbörden. Denna process leder till att växtnäringsämnena i jorden minskar, man säger att jorden utlakas.

Dräneringsvattnet tillförs grundvattnet och/eller avrinner via dräneringsrör, diken, bäckar och floder (Eriksson et al. 2011). Fosfatjoner adsorberas som ytkomplex och därför är koncentrationen i markvätskan generellt låg. Fosfor kan via partiklar och lösligt organiskt material transporteras från markytan ner till dräneringssystemen (Eriksson et al. 2011).

Om ett överskott av fosfor tillsätts under en lång tid byggs ett fosforlager i jorden upp (Hussain et al. 2021). Jordens fosforbindande förmåga mättas till slut och fosfor löper större risk för att lakas ur jorden via perkolation till grundvattnet eller direkt till vattendrag i takt med att koncentrationen av fosfor i markvätskan ökar (Hussain et al. 2021). Framförallt sandiga jordarter med låg fosforbindande förmåga löper stor risk för läckage av överskottsfosfor (Aronsson et al. 2019; Hussain et al. 2021). Den fosforbindande förmågan längre ner i jordprofilen, i alven, spelar också roll för att kunna uttala sig om risken för fosforläckage (Aronsson et al. 2019). Det finns ett samband mellan den fosforbindande förmågan och förekomsten av järn- och aluminiumföreningar. Så länge det finns många bindningsställen i jorden behöver en högre halt växttillgängligt fosfor inte betyda ökad risk för fosforläckage (Aronsson et al. 2019).

2.1.2.2 Erosion

Förluster av näringsämnen via erosion är generellt ett mindre problem i Sverige jämfört med många andra länder (Eriksson et al. 2011). Fosfor är dock ett typexempel där denna transportväg generellt kan utgöra en viktig förlustväg eftersom fosfor i hög grad binds till markpartiklar (Eriksson et al. 2011). I lerjordar kan inre erosion ske i makroporerna som kan föra med sig partikelbunden och löst fosfor till dräneringssystem och vidare till recipienter (Bergström et al. 2007; Eriksson et al. 2011).

2.1.2.3 Ytavrinning

Förluster via ytavrinning kan utgöra en avgörande transportväg av näringsförluster (Eriksson et al. 2011). Bergström et al. (2007) skriver att en stor del av fosforförlusterna från åkermark

sker genom ytvavrinning som för med sig både löslig fosfor och fosfor bunden till markpartiklar. Ytvavrinning uppstår när nederbörden överstiger jordens infiltrationskapacitet, om grundvattenytan når upp till markytan eller om marken är tjälad så att ingen infiltration kan ske (Ekologgruppen 2010). Ytvavrinning kan lösgöra och transportera partiklar genom vattenerosion. Hur kraftig vattenerosionen blir beror framför allt på det ytvavrinnande vattnets hastighet. Klimat, topografi, jordens egenskaper, förekomst av dränering, vegetationstäckning på marken samt faktorer som påverkar ytvavrinningens möjlighet att ta sig vidare genom ett jordbrukslandskap är faktorer som påverkar hur stor vattenerosionen blir (Ekologgruppen 2010). På svensk åkermark är risken för vattenerosion störst om marken saknar eller har låg marktäckning (Ekologgruppen 2010). Näringsförlusterna kan bli stora på sluttande marker med tjäle (Eriksson et al. 2011). Om höstsådda grödor eller vall fryser sönder kan organiskt bunden fosfor förloras från åkermarken via ytvavrinning av dessa växtdelar (Eriksson et al. 2011).

2.1.3 Fosforläckage från jordbruksmark

Jordbruksmark innehåller stora mängder kväve och fosfor som med tiden läcker ut i våra vattendrag och hav (Jordbruksverket 2022b) och som kan leda till övergödning (Andersson et al. 2022). Jordbruket beräknas stå för det största bidraget av fosfor till inlandsvatten och kustvatten i samtliga Nordeuropeiska länder (Bergström et al. 2007). En del av näringsläckaget sker genom naturliga processer som frisätter vattenlöslig näring som transporteras vidare med vattnet (Jordbruksverket 2022b). Det skandinaviska klimatet med stor nederbörd ger ökat läckage. Vid regn och snösmältning tar vattnet med sig växtnäring genom marken och vidare via vattendragen till sjöar och till slut når det havet (Jordbruksverket 2022b). Vid odling av marken ökar markbearbetningen och tillsatsen av näringsämnen vilket i sin tur ökar läckaget ytterligare (Jordbruksverket 2022b).

Den arealspecifika förlusten av fosfor i rinnande vatten beskriver tillförseln av fosfor från avrinningsområden till sjöar och hav (SGS Analytics Sweden AB 2023). Den används för bedömning av förluster från olika marktyper i relation till normala förluster vid olika markanvändning, samt ger en indikation på produktionsförutsättningarna för växter och djur i vattendragen. Den arealspecifika förlusten av fosfor beräknas genom att dividera årstransporten av fosfor med avrinningsområdets areal (SGS Analytics Sweden AB 2023). Enligt Naturvårdsverkets rapport *Bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag* (rapport 4913) kan den arealspecifika förlusten av fosfor (P) delas upp i olika tillstånd enligt

klassindelningen som anges i Tabell 1 (Naturvårdsverkets 1999 se SGS Analytics Sweden AB 2023).

Tabell 1. Klassindelning av arealspecifik fosforförlust och tillhörande markanvändning vid respektive tillstånd. Tabell erhållen från (Naturvårdsverkets 1999 se SGS Analytics Sweden AB 2023).

Arealspecifik fosforförlust [kg P/ha·år]	Tillstånd	Markanvändning
≤ 0,04	Mycket låga fosforförluster	Opåverkad skogsmark
0,04–0,08	Låga fosforförluster	Vanlig skogsmark
0,08–0,16	Måttligt höga fosforförluster	Hyggen, myr- och torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark, ofta med vallodling
0,16–0,32	Höga fosforförluster	Åker i öppet bruk
0,32–0,64	Mycket höga fosforförluster	Erosionsbenägen åkermark
>0,64	Extremt höga fosforförluster	

I Norden varierar långtidstransporter av totalfosfor i små jordbruksbäckar vanligen mellan 0,1 och 4 kg/ha·år, med de högsta förlusterna i Norge (Bergström et al. 2007). Förluster av fosfor från svensk åkermark har beräknats till 0,4 kg/ha·år (Jordbruksverket 2008). Variationerna kan dock vara stora i olika delar av landet men även mellan olika fält inom ett och samma avrinningsområde (Jordbruksverket 2008). Långtidsmedelvärde (för perioden 2005/2006 – 2019/2020) av arealspecifik fosfortransport varierade mellan 0,08 och 1,64 kg/ha·år för olika jordbruksdominerade områden runt om i Sverige (Linefur et al. 2023). I Skåne varierade den arealspecifika fosfortransporten mellan 0,41 och 0,58 kg/ha·år för de tre jordbruksdominerade områdena som undersöktes (Linefur et al. 2023). Detta visar på att utflödet av fosfor från marken är komplex och svår att förutspå (Bergström et al. 2007). Enligt Eriksson et al. (2011) kan man som tumregel säga att ”90 % av förlusterna av fosfor från åkermarken kan ske från 10 % av arealen under 1 % av tiden.”

En del av de mest produktiva jordbruken i världen bedrivs på konstgjort dränerad mark. Samtidigt uppfattas denna typ av dränerad mark i allt högre utsträckning vara en stor bidragande orsak till skadlig miljöpåverkan (Skaggs et al. 1994). Mekanismerna som styr hydrologin och förlusterna av föroreningar är komplexa och variabla. Exempel på faktorer som påverkar är markanvändning, markbearbetning, jordarter, platsspecifika förhållanden och klimat (Skaggs et al. 1994). Odränerad jordbruksmark där konstgjord dränering implementeras kan erhålla både positiva och negativa effekter på hydrologin och

vattenkvaliteten. Täckdikning, dräneringsrör under markytan, minskar generellt förlusterna av fosfor, men kan öka förluster av andra näringsämnen så som nitratkväve (Skaggs et al. 1994).

All mark som odlas behöver vara dränerad. Somliga jordarter är självdränerande men oftast behöver dräneringen förbättras (Jordbruksverket 2018). Grundvattennivån sänks lokalt vid täckdikning. Flödetopparna kan jämnas ut eftersom markens möjlighet att ta upp vatten vid intensiva och långvariga regn ökar när grundvattenytan sänks av (Jordbruksverket 2018).

I en odränerad lerjord med låg permeabilitet tenderar jorden att bli vattenmättad, vilket minskar infiltrationskapaciteten, ökar ytavrinningen och ger därmed högre toppflöden jämfört med sandiga jordar med högre infiltrationskapacitet. Sandiga jordar erhåller lägre ytavrinning och således även lägre toppflöden. Om en lerjord däremot täckdikas minskar risken för att jorden ska bli vattenmättad vilket i sin tur ger mindre ytavrinning och därmed lägre toppflöden. Däremot ger täckdikning av sandiga jordar en ännu snabbare transport av infiltrerat vatten och därmed högre toppflöden (Robinson 1990; Van Meter et al. 2016).

2.1.3.1 Åtgärder för minskat fosforläckage från jordbruksmark

På 70-talet var växtnäringsläckaget från jordbruksmark som störst (Jordbruksverket 2022b). Sverige har sedan slutet av 1980-talet arbetat för att minska utsläppen av växtnäringsämnen från jordbruket. De svenska miljökvalitetsmålen, EU direktiv och internationella åtagande driver arbetet framåt i kombination med att lantbrukare kan få rådgivning och ekonomisk ersättning för olika åtgärder som syftar till att minska näringsläckaget (Jordbruksverket 2019).

Jordbruksverket skriver i en rapport att fosforläckage från jordbruksmark kan minskas genom att ha välfungerande dräneringssystem, en bra markstruktur och god infiltrationskapacitet (Jordbruksverket 2022a). Anledningen är att grödan utvecklar ett större och djupare rotsystem vid gynnsamma markförutsättningar, vilket i sin tur gör att grödan täcker in en större jordvolym som den kan ta upp vatten och växtnäring ifrån. Ju mer växtnäring som tas upp av grödan desto mindre finns kvar som kan lakas ut. Ett välutvecklat rotsystem minskar även risken för erosion vilket i sin tur minskar risken för fosforläckage via erosion (Jordbruksverket 2022a). Ett välfungerande dräneringssystem, exempelvis i form av täckdikning, kan alltså minska fosforläckaget. För att erhålla en bra markstruktur kan lerhaltiga jordar även strukturkalkas (Aronsson et al. 2019).

Andra åtgärder som kan minska fosforläckaget till sjöar och vattendrag är implementering av gräsbevuxna skyddszoner längs med vattendrag och etablering av våtmarker (Aronsson et al. 2019). Syftet med gräsbevuxna skyddszoner är att minska fosforförlusterna via ytavrinning från åkermarken ner i vattendragen (Aronsson et al. 2019). I våtmarker som är utformade med en djupare del följt av en grundare del med vegetation kan partikulärt fosfor sedimentera och ansamlas i djupdelen och växttillgängligt fosfor kan tas upp av vattenvegetationen (Aronsson et al. 2019). En rad olika regler och bestämmelser finns vad gäller gödselhantering vars syfte är att minska växtnärläckaget. Bestämmelserna inkluderar lagring av gödsel, tidpunkt och metod för spridning (Jordbruksverket 2022b).

Fosfor binds hårt i marken och frigörs under lång tid vilket gör att vidtagna åtgärder så som implementering av skyddszoner, våtmarker och förbättrad gödselhantering tar lång tid innan resultaten syns (Jordbruksverket 2022b). Vid analys av långa tidsserier (20 år) av kontinuerlig miljöövervakning av vattendrag ses minskat läckage av kväve och fosfor från jordbruksdominerade områden vilket tyder på att de tillsatta åtgärderna har gett resultat (Fölster et al. 2012). Inga generella trender för totalfosfor kunde ses för kortare tidsserier (10 år) (Fölster et al. 2012).

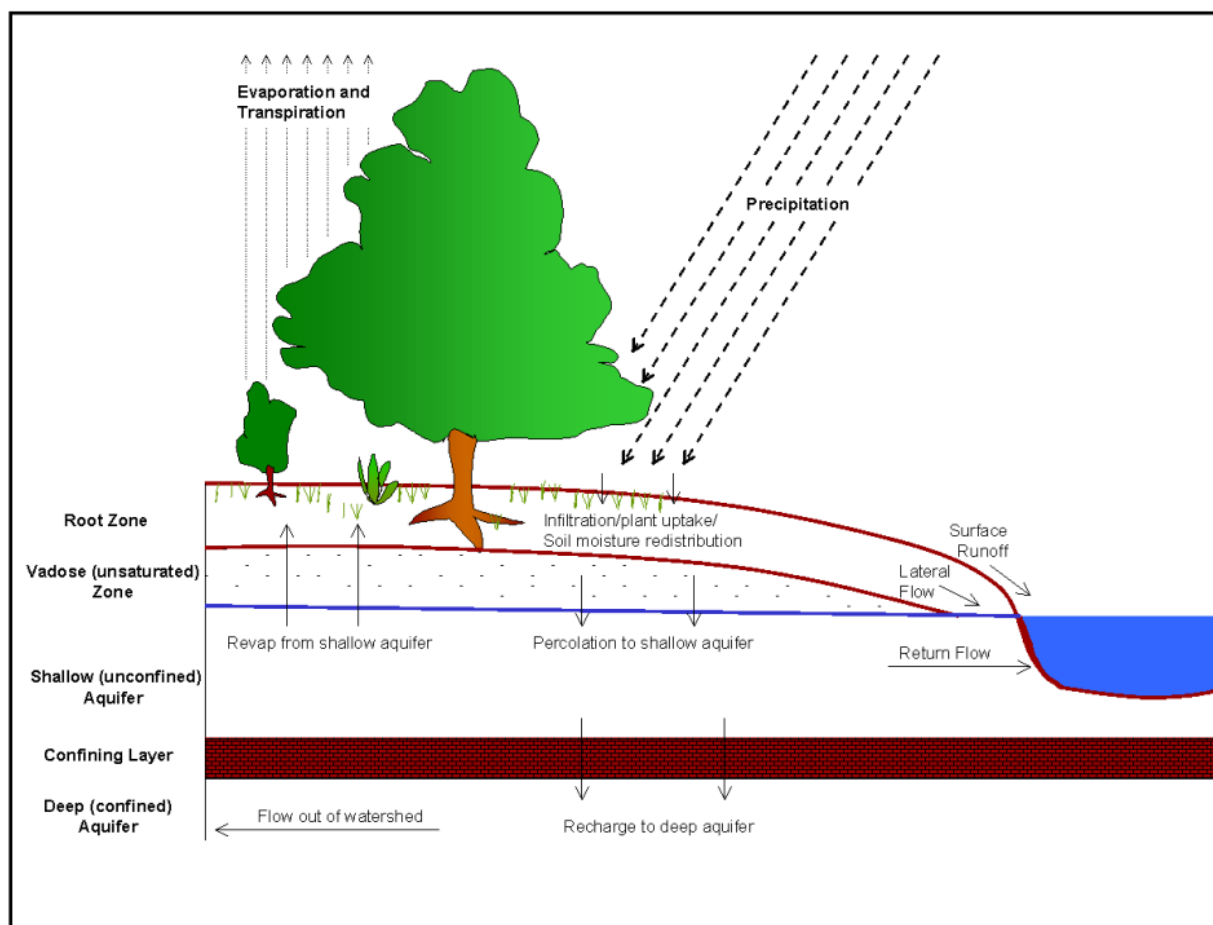
2.2 SWAT+, QGIS och QSWAT+

SWAT är en förkortning för Soil and Water Assessment Tool som är en hydrologisk modell utvecklad av Dr. Jeff Arnold på USDA Agricultural Research Service (Neitsch et al. 2011). Modellen används för att uppskatta påverkan på vattenkvalitén från olika aktiviteter i jordbruksdominerade landskap. SWAT+ är en helt omstrukturerad version av den tidigare modellen SWAT (SWAT+ 2021). De grundläggande algoritmerna för att beräkna processer i avrinningsområdet är fortsatt desamma i SWAT+ som i SWAT (SWAT+ 2021). QGIS är ett kostnadsfritt GIS-program. En plugin, QSWAT+, sammanlänkar SWAT+ med QGIS. I QGIS visualiseras bland annat modellens avrinningsområde, delavrinningsområden och vattendrag.

SWAT+ är en avrinningsområdesbaserad modell (Neitsch et al. 2011). Hela avrinningsområdet delas upp i delavrinningsområden med tillhörande vattendrag. Vidare delas modellen upp i de hydrologiska beräkningsenheterna, HRU = Hydrological Response Unit (Neitsch et al. 2011). HRUs är områden med en unik kombination av markanvändning/marktäckning, jordart och lutning inom ett delavrinningsområde. HRU

representerar beräkningsenheterna i modellen (Neitsch et al. 2011) och storleken på delavrinningsområdena samt antalet HRU bestämmer vilken spatial upplösning modellen får (Wesström et al. u.å.). Desto fler delavrinningsområden, alternativt många HRU inom ett delavrinningsområde, ju högre upplösning får modellen (Wesström et al. u.å.).

För att uppskatta hur föroreningar, sediment eller växtnäringsämnen sprids och transporteras i avrinningsområdet, måste den hydrologiska cykeln i modellen överensstämma med vad som sker i verkligheten (Neitsch et al. 2011). Täckdiken används i stor utsträckning för att förbättra markförhållande för odling. Snabbt flöde genom täckdikena förändrar den naturliga hydrologin genom att påskynda avrinningen från avrinningsområdet, vilket påverkar vattenbalansen såväl som vattenkvaliteten (Schmalz et al. 2008). Schmalz et al. (2008) poängterar vikten av att representera dessa transportvägar för att uppnå en god överensstämmelse mellan simulerad och observerad vattenföring. Den hydrologiska cykeln kan delas upp i två delar. Den första delen hanterar vad som sker på land (Figur 2). Denna del kontrollerar mängden vatten, sediment och näringsämnen som tillförs vattendragen i varje delavrinningsområde. Den andra delen av den hydrologiska cykeln hanterar vattnets, sedimentens och näringsämnenas rörelse i vattendragen, genom avrinningsområdet (Neitsch et al. 2011). Avrinningen simuleras separat i alla HRU och med Muskingums metod estimeras sedan den totala avrinningen i vattendraget (Oduor et al. 2023).



Figur 2. Schematisk bild över hydrologiska cykeln på land enligt SWAT. Figur från modelldokumentation till SWAT+ (Neitsch et al. 2011).

I SWAT+ beräknas den dagliga vattenbalansen enligt:

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=1}^t (R_{day} + Q_{surf} - E_a - w_{seed} - Q_{gw}) \quad (1)$$

där SW_t är markvattenhalten vid tidpunkten t (mm), SW_o är den initiala markvattenhalten (mm), t är tiden (dagar), R_{day} är dygnsnederbörden dag i (mm), Q_{surf} är ytvattenavrinningen per dag under dag i (mm), E_a den aktuella evapotranspirationen dag i , w_{seed} mängden vatten som perkolerar till den omättade zonen dag i (mm) och Q_{gw} är returflödet från grundvattnet i (mm) (Neitsch et al. 2011).

Ytavrinning (surface runoff) uppstår när vattentillförseln till markytan överstiger infiltrationshastigheten (SWAT+ 2022j). Ytavrinningen estimeras med den empiriska modellen SCS kurvnummermetod (SWAT+ 2022g). Ytavrinningen beräknas som

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)} \quad (2)$$

där Q_{surf} är volymen ackumulerad ytvänning (mm), R_{day} är dygnsnederbörden, I_a är de initiala vattenuttagen i form av bland annat interception (nederbörd som fångas upp av vegetationen och inte når marken) och infiltration. Ytvänning sker endast när $R_{day} > I_a$. S är en retentionsparameter som beräknas enligt följande:

$$S = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (3)$$

där CN är kurvnumret för den specifika dagen. Kurvnumret beskriver olika ytors maximala infiltrationskapacitet och varierar spatialt eftersom det är en funktion av jordens permeabilitet, markanvändning och tidigare markvattenförhållanden (SWAT+ 2022h). Ju lägre värden på CN desto högre permeabilitet har jorden och risken för ytvänning minskar. CN är uppdelad i tre varianter ($CN1$, $CN2$, $CN3$) motsvarande torra, medelfuktiga och blöta markförhållanden (SWAT+ 2022a). $CN1$ och $CN3$ beräknas utifrån $CN2$ som kan kalibreras.

De initiala vattenuttagen, I_a approximeras ofta till $0,2S$ vilket ger ett förenklat uttryck för Q_{surf} enligt följande:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0,2S)^2}{(R_{day} + 0,8S)} \quad (4)$$

Den potentiella evapotranspirationen (PET) kan beräknas på tre olika sätt i SWAT+: Penman-Monteith, Hargreaves eller Priestley-Taylor (Neitsch et al. 2011). Hargreaves metod användes i detta projekt och beräknas som

$$\lambda E_0 = 0,0023 * H_0 * (T_{max} - T_{min})^{0,5} * (\bar{T}_{av} + 17,8) \quad (5)$$

där λ är latent ångbildningsvärmen (MJ/kg), E_0 är den potentiella evapotranspirationen (mm/dag), H_0 är instrålningen (extraterrestrisk strålning) (MJ/m² dag), T_{max} är den högsta temperaturen för en given dag (°C), T_{min} är den lägsta temperaturen för en given dag (°C) och $\bar{T}_{av}$ är medeltemperaturen för en given dag (°C) (SWAT+ 2022b). Den potentiella evapotranspirationen ingår sedan i beräkningarna av den aktuella evapotranspirationen, E_a .

2.2.1 Fosfor i SWAT+

SWAT+ har delat upp fosfor i organisk fosfor (*Organic P*) och oorganisk fosfor (*Mineral P*) (Figur 3) (SWAT+ 2022f). Ett förtydligande dokument angående hur SWAT modellerar fosfor gavs ut av forskare från University of Michigan Water Center eftersom nomenklaturen ansågs tvetydig och missvisande (Scavia et al. 2019a; b). Inom varje HRU modellerar SWAT fosfor i form av sex olika pooler, tre organiska och tre oorganiska. De olika poolerna är sammankopplade på följande sätt:

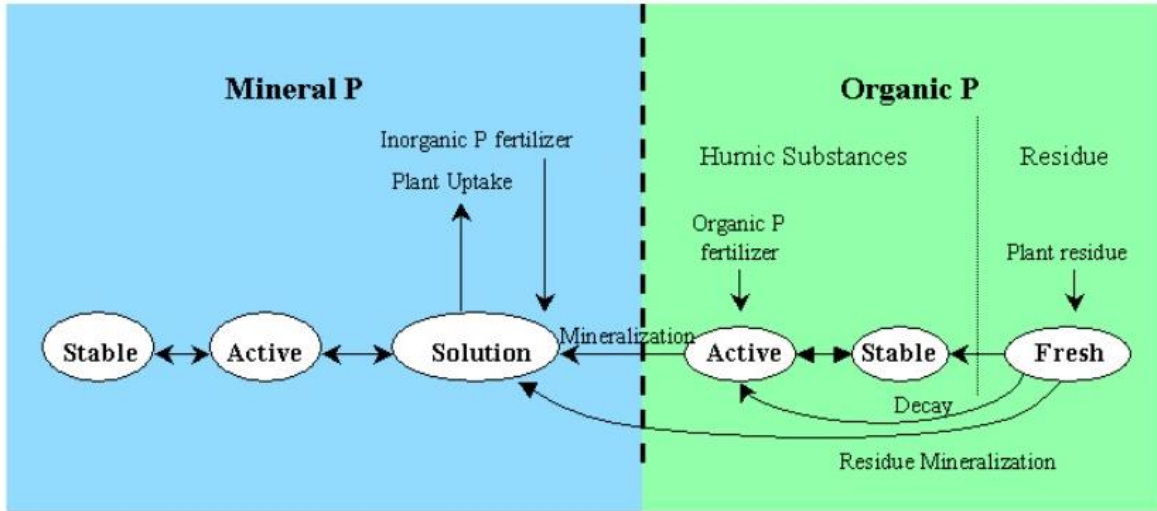
Organiska pooler:

- Färsk: Denna pool är associerad med växtrester och mikrobiell biomassa. Poolen kan övergå till oorganisk lösning genom mineralisering eller till aktiva organiska poolen genom nedbrytning.
- Aktiv: Denna pool är associerad med humus och kan mineraliseras till den oorganiska lösliga poolen. Långsam jämvikt uppstår mellan denna pool och den organiska stabila poolen.
- Stabil: Även denna pool är associerad med humus men mineraliseras långsammare än den aktiva poolen.

Oorganiska pooler:

- Löslig: Fosfor från denna pool kan tas upp av grödor och snabb jämvikt uppstår med den aktiva poolen.
- Aktiv: Snabb jämvikt uppstår mellan lösliga och aktiva poolen. Långsam jämvikt uppstår mellan aktiva poolen och stabila poolen.
- Stabil: Denna pool är relativt otillgänglig.

PHOSPHORUS



Figur 3. Schematisk bild över hur SWAT+ delat upp de olika varianterna av fosfor i olika pooler samt hur dessa pooler samvarierar. Bild från SWAT+ dokumentation (SWAT+ 2022f).

Lösligt fosfors primära rörelse genom markprofilen sker genom diffusion där joner rör sig över små avstånd och där rörelsen drivs av en koncentrationsgradient (SWAT+ 2022d). Koncentrationsgradienten uppstår när växter tar upp löslig fosfor från markvätskan (SWAT+ 2022d). På grund av fosfors låga mobilitet tillåter SWAT+ löslig fosfor endast lakas ur från de översta 10 mm av jorden ner till det första jordlagret (SWAT+ 2022d). Med samma resonemang är det endast en del av ytavrinningen som kommer interagera med den lösta fosfor som finns i den översta centimetern av jorden (SWAT+ 2022i). Mängden löslig fosfor som transporteras i ytavrinning beräknas enligt:

$$P_{surf} = \frac{P_{solution,surf} * Q_{surf}}{\rho_b * depth_{surf} * k_{d,surf}} \quad (6)$$

där P_{surf} är mängden löslig fosfor som transporteras med ytavrinningen (kg P/h), $P_{solution,surf}$ är mängden löslig fosfor i de översta 10 mm (kg P/ha), Q_{surf} är mängden ytavrinning en given dag (mm), ρ_b är bulkdensiteten i de översta 10 mm (Mg/m^3), $depth_{surf}$ är djupet (10 mm) och $k_{d,surf}$ är fördelningskoefficienten för fosfor. Fördelningskoefficienten är förhållandet mellan koncentrationen löslig fosfor i de översta 10 mm av jorden och koncentrationen av löslig fosfor i ytavrinningen (SWAT+ 2022i).

Partikulärt fosfor transporteras också med ytavrinning till vattendragen (SWAT+ 2022e).

Mängden fosfor som transporteras beräknas som

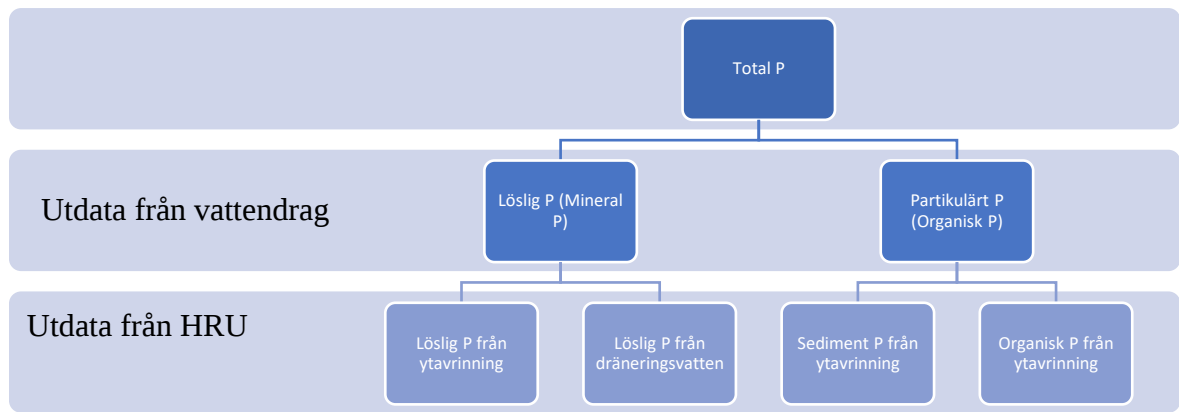
$$sedP_{surf} = 0,001 * conc_{sedP} * \frac{sed}{area_{hru}} * \varepsilon_{P:sed} \quad (7)$$

där $sedP_{surf}$ är mängden partikulärt fosfor transporterat genom ytavrinning till vattendragen (kg P/ha), $conc_{sedP}$ är koncentrationen av partikulär fosfor i de översta 10 mm (g P/ton jord), sed är mängden erhållen sediment en given dag (ton), $area_{hru}$ är arean på HRU (ha) och $\varepsilon_{P:sed}$ är fosforanrikningskvoten. Koncentrationen av partikulär fosfor i de översta 10 mm beräknas som

$$conc_{sedP} = 100 * \frac{(minP_{act,surf} + minP_{sta,surf} + orgP_{hum,surf} + orgP_{frsh,surf})}{\rho_b * depth_{surf}} \quad (8)$$

Där $minP_{act,surf}$ är mängden fosfor i den aktiva oorganiska poolen i de översta 10 mm (kg P/ha), $minP_{sta,surf}$ är mängden fosfor i den stabila oorganiska poolen i de översta 10 mm, $orgP_{hum,surf}$ är mängden fosfor i humus i de översta 10 mm, $orgP_{frsh,surf}$ är mängden fosfor i den färska organiska poolen i de översta 10 mm (kg P/ha), ρ_b är bulkdensiten och $depth_{surf}$ är djupet (10 mm).

Efter simulering kan två olika output-filer med information om fosfor erhållas för olika vattendrag i modellen. De två olika filerna heter *Mineral fosfor* och *Organisk fosfor*. Mineral fosfor består av summan av löslig fosfor som transporterats genom ytavrinning (overland flow) och löslig fosfor som transporterats via täckdikning och som har beräknats på HRU-nivå (Scavia et al. 2019b; a). Mineral fosfor motsvarar alltså löslig fosfor. Se Figur 4 för uppdelning mellan de olika fosforformerna från HRU respektive vattendrag.



Figur 4. Schematisk bild över den utdata som kan erhållas från SWAT+ från HRU och från vattendrag. Inspiration till schematisk bild är hämtad från Scavia et al. (2019a).

Organisk fosfor (utdata från vattendrag) består av summan av organisk fosfor (utdata från HRU) och sedimentbunden fosfor. Scavia et al. (2019a) som sammanställt det förtydligande dokumentet poängterar att organisk fosfor från vattendragen inte är detsamma som organisk fosfor från HRU. Organisk fosfor (utdata från HRU) innefattar fosfor i organiskt material som transporterats genom ytvavrinning. Sedimentfosfor är fosfor bundet till sediment som eroderat och transporterats via ytvavrinning. Organisk fosfor (utdata från vattendrag) är summan av de två fosforformerna från HRU (Scavia et al. 2019b; a). Organisk fosfor (utdata från vattendrag) motsvarar alltså partikulärt fosfor. Totalfosfor är avslutningsvis summan av löslig fosfor och partikulär fosfor.

2.2.2 Statistiska mått för kalibrering och validering

För att utvärdera en modells prestanda kan olika statistiska mått användas så som Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) och bestämningskoefficient (R^2). På detta sätt kan skillnader mellan modellens simulerade värden och observerade värden kvantifieras (Wesström et al. u.å.). En modell presterar bra när NSE och R^2 erhåller så höga värden som möjligt och där det ideala värdet är 1 (Oduor et al. 2023), NSE varierar mellan $-\infty$ och 1 och R^2 varierar mellan 0 och 1 (Zhou 2023). Generellt kan modellsimuleringar anses godtagbara om $NSE > 0,5$ och $R^2 > 0,5$ (Moriasi et al. 2007; N'guessan et al. 2023; Zhou 2023). Vidare kan NSE delas upp i olika kriterier av prestanda för att utvärdera en hydrologisk modell (Tabell 2) (Moriasi et al. 2007; Golmohammadi et al. 2014; N'guessan et al. 2023).

Tabell 2. Ranking av prestanda och motsvarande värdeintervall för de statistiska måtten NSE och R^2 som används vid evaluering av hydrologiska modeller. Tabell erhållen från (N'guessan et al. 2023) där kriterierna är definierade av (Moriassi et al. 2007; Golmohammadi et al. 2014).

Statistiskt mått	Värdeintervall	Ranking av prestanda
NSE	$0,75 < NSE \leq 1,00$	Mycket bra (very good)
	$0,65 < NSE \leq 0,75$	Bra (good)
	$0,50 < NSE \leq 0,65$	Godtagbar (satisfactory)
	$0,40 < NSE \leq 0,50$	Acceptabel (Acceptable)
	$NSE \leq 0,40$	Inte godtagbar (Unsatisfactory)
R^2	$0,70 < R^2 < 1,00$	Mycket bra (very good)
	$0,60 < R^2 < 0,70$	Bra (good)
	$0,50 < R^2 < 0,60$	Godtagbar (satisfactory)
	$R^2 < 0,50$	Inte godtagbar (Unsatisfactory)

NSE beräknas på följande sätt:

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{sim,i})^2} \right] \quad (9)$$

R^2 beräknas på följande sätt:

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})(Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim})^2}} \quad (10)$$

där n är antalet observationer, Q_{obs} är den observerade vattenföringen, Q_{sim} är den simulerade vattenföringen, $\bar{Q}_{obs}$ är medelvärdet av observerad vattenföring och $\bar{Q}_{sim}$ är medelvärdet av simulerad vattenföring.

3 Material och metod

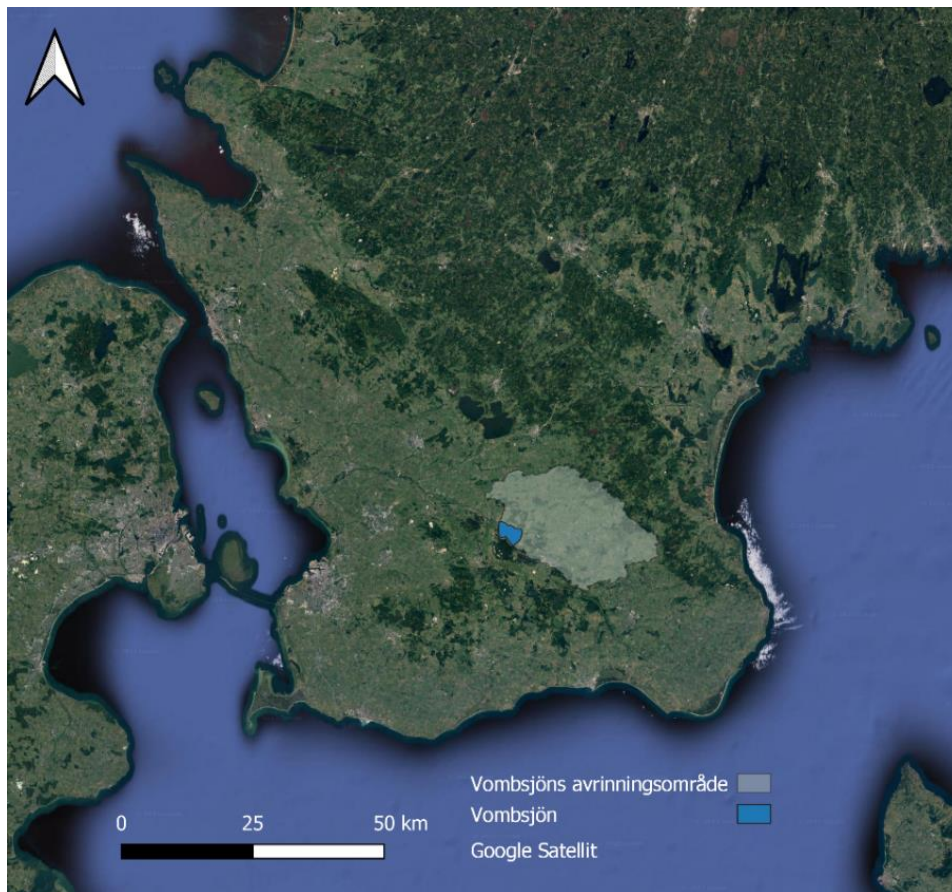
I följande avsnitt beskrivs undersökningsområdet och de steg som ingått vid modelleringen, samt efterföljande kalibrering och validering.

3.1 Undersökningsområde

Vombsjön är en stor slättsjö (1200 ha) som ligger i Skåne, två mil öster om Lund (Ekologgruppen 2011). Sjön har sedan 1948 använts som vattentäkt och förser idag bland annat Malmö och delar av Lunds kommun med dricksvatten (Sydvatten 2015). Sjön är klassad som en hypertrof sjö, det vill säga mycket näringsrik (Ekologgruppen 2011). Kraftiga algbloomningar är vanligt förekommande i sjön under sommarhalvåret till följd av de näringsrika förhållandena i sjön (Ekologgruppen 2011). Kraftiga blomningar av cyanobakterier har blivit vanliga i augusti och september sedan 90-talet (Sundahl et al. 2008), vilket komplicerar produktionen av ett säkert dricksvatten (Ekologgruppen 2011). Sjön har *otillfredställande* ekologisk status och kvalitetsfaktorn näringsämnen erhöll *dålig* status under den senaste förvaltningscykeln (2017-2021) (VISS 2019d). Kvalitetsfaktorn näringsämnen utgör en del av den samlade klassningen av ekologisk status (Havs- och vattenmyndigheten 2022).

3.1.1 Avrinningsområde

Vombsjöns avrinningsområde (sjöns area inräknat) är 44 700 ha stort med jordbruksmark som den huvudsakliga markanvändningen (Figur 5) (Sydvatten 2015). Enligt SMHIs vattenbalans, för den senaste normalperioden, över Vombsjöns avrinningsområde (år 1991-2020) är nederbörden 903 mm/år varav 595 mm/år avgår som evapotranspiration och 308 mm/år blir till avrinning (SMHI u.å.b).



Figur 5. Karta över Vombsjön och Vombsjöns avrinningsområde. Grundkarta från Google Satellit.

3.1.2 Vattendrag

De tre största vattendragen som mynnar i Vombsjön är Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken (Figur 6). Enligt SMHIs modellering med S-HYPE kommer 76 % av sjöns vattentillförsel från Björkaån, 8 % från Torpsbäcken, 5 % från Borstbäcken och 10 % från övriga tillflöden och Vombsjöns sjöyta (Ekologgruppen 2017). Troligtvis sker ett in- och utflöde till och från sjön via grundvattnet. Inga uppgifter om utbytet mellan yt- och grundvattnet finns att tillgå eftersom dessa typer av flöde är svåra att beräkna (Ekologgruppen 2017). Cirka 25 % av den totala mängden vatten som lämnar sjön är via Sydvattens råvattenuttag och resterande 75 % tappas i Kävlingeån via det reglerade utloppet i sjöns västra ände (Ekologgruppen 2017).

Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken utgör ihop med ett antal mindre vattendrag de dominerande transportvägarna av fosfor in i sjön från avrinningsområdet (Ekologgruppen 2017). Kvalitetsfaktorn näringsämnen var under den senaste förvaltningscykeln (2017-2021) *måttlig* för Björkaån, *dålig* för Torpsbäcken och *otillfredställande* för Borstbäcken (VISS 2019a, 2019b, 2019c).



Figur 6. Karta över Vombsjöns tre huvudvattendrag; Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken. Grundkarta från Google Satellit och vattendrag från SMHI. Vombsjöns utlopp är i den västra änden av sjön.

Landskapet är relativt flackt i Vombsjöns avrinningsområde (Sundahl et al. 2008). Dränering i form av utdikning har skett i stor utsträckning i avrinningsområdet på grund av dess flacka och jordbruksdominerade karaktär. Till följd av utdikningen varierar flödet i större utsträckning och bidrar till stora flödesvariationer (Sundahl et al. 2008).

3.1.3 Tidigare undersökningar

Ekologgruppen har på uppdrag av Kävlingeåns vattenråd gjort en fördjupad kunskapsgenomgång av de undersökningar som gjorts gällande Vombsjön och sammanställt materialet i rapporten *Vombsjön Faktasammanställning 2017* (Ekologgruppen 2017). Provtagningar av vattenkvaliteten har i princip utförts årligen sedan 1969 i Vombsjöns avrinningsområde, med viss oregelbundenhet i antal provpunkter och antal provtagningar per år (Ekologgruppen 2017). Enligt rapporten omsätter Vombsjön stora mängder fosfor årligen. Under slutet av 1960 till 1980-talet är det bedömt att sjön kunde tillföras uppemot 20-30 ton fosfor per år i form av extern belastning (Ekologgruppen 2017). Därefter minskade belastningen till i genomsnitt 10,4 ton per år för åren 1999–2015. Då stod Björkaån för 76 %, Torpsbäcken 11 %, Borstbäcken 6 % av den inkommande mängden fosfor, 6 % av fosfortillförseln kom från övriga tillflöden och 1 % från nederbörd (Ekologgruppen 2017). Anledningen till den höga fosforbelastningen under 1960-1980-talet var bristfällig rening av

avloppsvatten från både reningsverk och enskilda avlopp, samt stora växtnäring förluster från jordbruket (Ekologgruppen 2017). Den årliga fosfortransporten från Björkaån till Vombsjön finns sammanställd för åren 1977-2015 och visar på en tydlig nedåtgående trend (Ekologgruppen 2017). Transporten av totalfosfor har beräknats utifrån uppmätta fosforkoncentrationer i Björkaån (en provtagning per månad) och dygnsvisa vattenföringsdata från SMHI:s vattenföringsstation vid Eggelstad (ca 12 km uppströms från Björkaåns utlopp till Vombsjön). Dygnsvattenföringen har multiplicerats med dygnsvisa ämneskoncentrationer som erhållits genom linjär interpolering mellan provtagningstillfällena. Dygnstransporten har på detta sätt beräknats och sedan summerats till årstransporter (SGS Analytics Sweden AB 2023). Fosformängden som lämnar sjön är i medel för åren 1999-2015 beräknad till cirka 9,6 ton per år där utloppet till Kävlingeån står för 76 % och vattenuttag till dricksvatten står för övriga 24 % (Ekologgruppen 2017). Det poängteras att beräkningarna är grova men att en inlagring av fosfor i sjöns sediment på knappt 1 ton per år fortfarande kan ske. Nära 600 ton fosfor har beräknats finnas i bottensedimentet på Vombsjön (Ekologgruppen 2017). Vid syrefria förhållanden kan en del av fosfor frisläppas som växttillgängliga fosfater till vattenmassan. En uppskattning av den interna fosforbelastningen visar ett fosforläckage från bottensedimenten på 4-10 ton per år (Ekologgruppen 2017).

I ett projekt drivet av Sydvatten skapade en arbetsgrupp, bestående av representanter från Sydvatten, Tyréns, AquP och DHI, en datormodell för att beskriva och studera hydrologin, föroreringsbelastningar, källfördelning och transport av näringssalter och pesticider i Vombsjöns avrinningsområde (Sundahl et al. 2008). Resultatet från modellering, som gjordes i GIS-baserade MIKE BASIN, visar en årlig totalbelastning till Vombsjön på 25 ton totalfosfor, där 84 % (21 ton totalfosfor) utgörs av diffusa källor och 16 % (4 ton totalfosfor) av punktkällor (Sundahl et al. 2008). Vidare visar modellen att 79 % av totalfosfor tillkommer från Björkaån, 11 % från Torpsbäcken och 9 % från Borstbäcken. Beräkningarna gjordes på dåvarande befintliga förhållanden med avseende på belastningar från olika delområden (Sundahl et al. 2008).

86 % av Vombsjöns externa fosforbelastning kommer från jordbruket enligt Ekologgruppens faktasammanställning. 5 % kommer från Skog & hygge, 5 % från enskilda avlopp, 3 % från urbana områden inklusive dagvatten och 1 % från avloppsreningsverk. Som underlag till källfördelningen användes SMHI:s modell S-HYPE för åren 2004-2015 (Ekologgruppen

2017). Med detta i åtanke har fokus för projektet varit att modellera de diffusa källorna av fosfor från jordbruk till Vombsjön.

3.2 Modellering

En hydrologisk modell byggdes upp i QGIS (version 3.28.6 'Firenze') med SWAT+ (version 2.3.1) som plugin i form av QSWAT+ (version 2.4.1). Modelleringsprocessen delades in i fyra huvudsteg; *Datainsamling och datahantering*, *Modelluppbyggnad*, *Kalibrering* och *Validering* (Figur 7). I de kommande avsnitten beskrivs respektive steg mer i detalj.



Figur 7. Modelleringsprocessens olika huvudsteg.

3.2.1 Datainsamling och datahantering

Den data som krävdes för att köra modellen var den digitala höjdmall (DEM), jordartskarta, markanvändningskarta och väderdata (Tabell 3). För att implementera data i modellverktyget behövde vissa konverteringar och formateringar göras som beskrivs mer ingående i de kommande avsnitten. Data har även samlats in för att kalibrera och validera modellen med avseende på vattenföringen samt för att validera modellen med avseende på totalfosfor.

Tabell 3. Grundläggande indata som krävs för att modellen ska fungera, samt data till kalibrering och validering. Samtliga GIS-filer har projektionssystemet SWEREF99 TM.

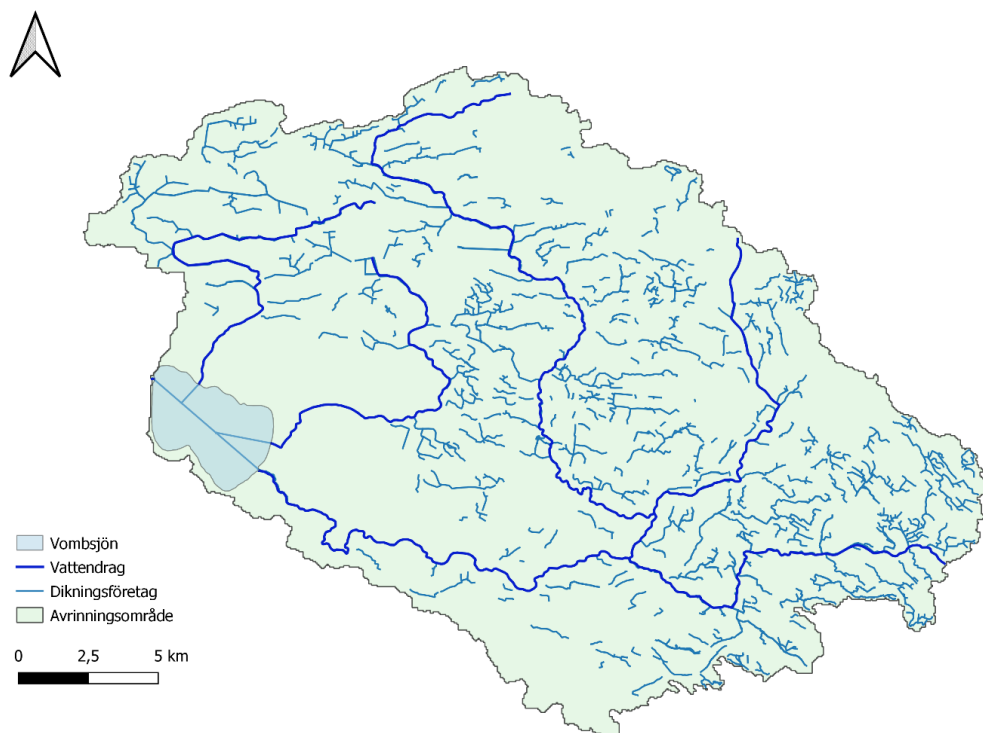
Data	Format efter formatering	Källa
Digitala höjdmall (DEM)	Raster	Lantmäteriet (u.å.)
Vattendrag och diken	Shape-fil – linje	SMHI (2022) och Länsstyrelsen Skåne (u.å.)
Jordarter	Raster	SGU (2018)
Jordarternas översättningstabell	Textfil (csv-fil)	-
Jordarternas fysikaliska egenskaper	Textfil (csv-fil)	(Wiklert et al. 1983a; b; c; Wesström et al. u.å.)
Nationella marktäckedata (NMD)	Raster	Naturvårdsverket (2023)
Översättning av marktäckedata	Textfil (csv-fil)	-
Väderdata	Textfil (csv-fil)	SMHI (u.å.a)
Vattenföring	Textfil (csv-fil)	SMHI (u.å.b)
Totalfosfor	Excellfil	Datavårdskap Jordbruksmark (2023)

3.2.1.1 DEM

Den nationella digitala höjdmodellen erhöles från Lantmäteriet med upplösningen 50 m x 50 m (Lantmäteriet u.å.). Övriga rasterfiler konverterades automatiskt i QSWAT+ till samma upplösning, det vill säga upplösningen på DEM satte gränsen för övriga rasterfilers upplösning.

3.2.1.2 Vattendrag och diken

De större vattendragens utbredning erhöles från SMHIs databas *Svenskt vattenarkiv* (SVAR2016) i form av en shape-fil (SMHI 2022). Från Länsstyrelsen Skånes webbsida *Vatten och Klimat* laddades en shape-fil ner med digitaliserade dikeshandlingar (Länsstyrelsen Skåne u.å.). De två filerna lades ihop till en shape-fil i QGIS (Figur 8).

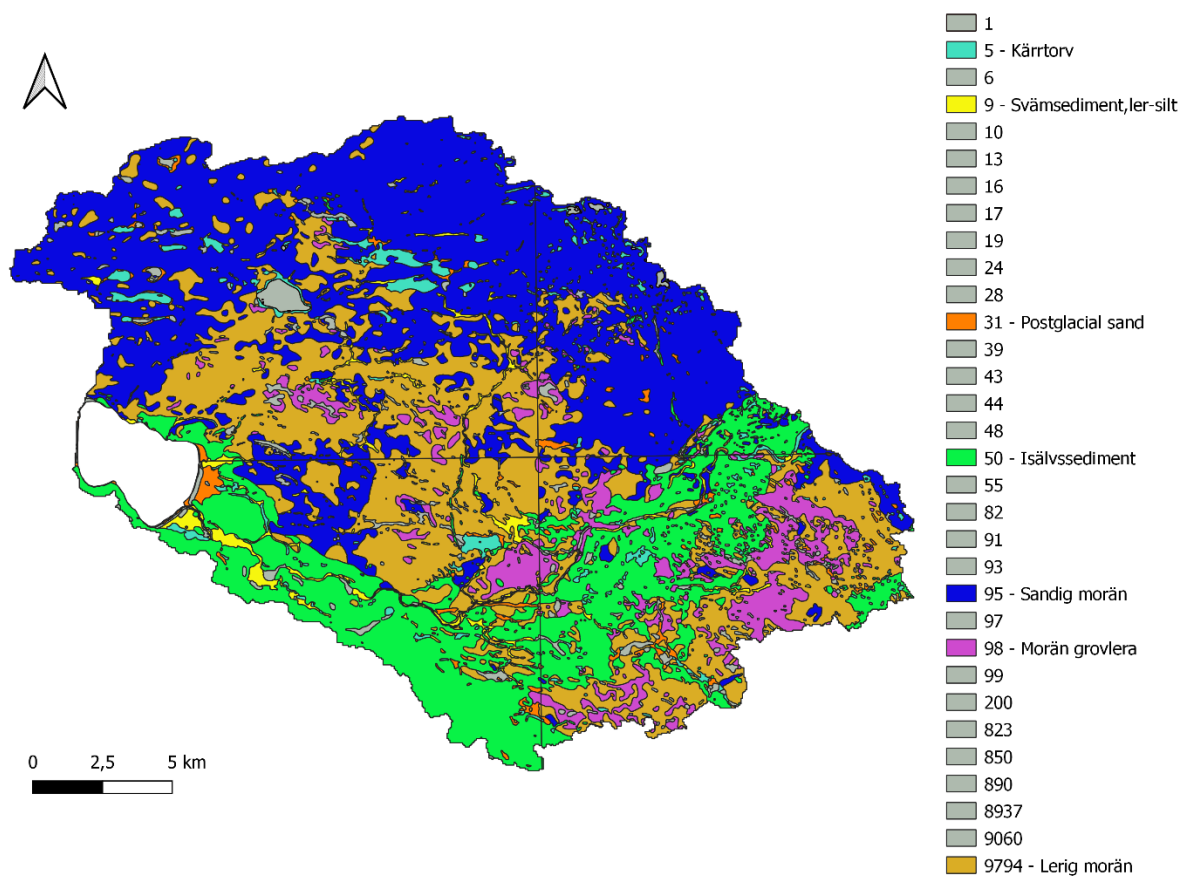


Figur 8. Vombsjöns avrinningsområde framtaget med SWAT+ utifrån vattendrag och dikningsföretag. Vattendrag är erhållna från SMHI (SMHI 2022) och dikningsföretagen från Länsstyrelsen Skåne (Länsstyrelsen Skåne u.å.).

3.2.1.3 Jordarter

De olika jordarterna i avrinningsområdet erhöles från SGUs kartlager med namn *jordarter_25-100k_jg2*. Kartlagret bestod av polygoner som motsvarade olika jordarter i grundlagret. Grundlagret ger en heltäckande bild av jordarternas utbredning i eller nära markytan och avser den jordartstyp som kan förväntas på 0,5 m djup och där mäktigheten bedöms väl överstiga en mäktighet på 0,5 m (SGU 2018). De sju dominerande jordarterna

fastställdes genom att beräkna arean på respektive polygon i avrinningsområdet. Alla polygoner som tillhörde samma jordart summerades. Gemensamt upptog de sju största jordarterna ungefär 96 % av avrinningsområdets area (Figur 9).



Figur 9. Jordarter i Vombsjöns avrinningsområde. Kartlager med namn jordarter_25-100k_jg2 är erhållen från SGU. Färgade polygoner motsvarar de sju dominerande jordarterna i avrinningsområdet och grå polygoner motsvarar övriga jordarter. Vita området är Vombsjön.

Övriga jordarter, utöver de sju dominerande, översattes till att motsvara den arealmässigt vanligast förekommande jordarten, sandig morän. I Tabell 4 finns de sju dominerande jordarterna sammanställda med tillhörande procentuell fördelning i Vombsjöns avrinningsområde.

Tabell 4. Sammanställning av de sju dominerande jordarterna i Vombsjöns avrinningsområde samt deras procentuella fördelning. Tillsammans utgör de 96 % av Vombsjöns avrinningsområde.

Jordart	Procentuell del av avrinningsområdet [%] (avrundat till heltal)
Sandig morän	38
Lerig morän	27
Isälvssediment	19
Morän grovlera	6
Kärrtorv	3
Svåmsediment, ler-silt	2
Postglacial sand	1

Polygonshapefilen konverterades till ett klassificerat raster med cellstorlek motsvarande DEMs upplösning, dvs 50 m x 50 m. Varje cell i rastret blev per automatik tilldelad samma siffra som motsvarande polygon hade och som svarar för en viss jordart. För att SWAT+ ska kunna översätta siffran i varje cell till rätt jordart implementerades en översättningstabell i form av en csv-fil. I filen tilldelas de övriga jordarterna (de som inte tillhörde de sju dominerande) att motsvara sandig morän. Se appendix 6.1 för översättningstabell.

Eftersom SWAT+ är ett amerikanskt program fanns endast jordarter från USA med i databasen som innehåller information om jordens fysikaliska egenskaper. En mini-databas upprättades och implementerades i modellen med fysikaliska egenskaper för de svenska jordarterna. De fysikaliska egenskaperna som krävdes i mini-databasen var; total mäktighet för alla jordlager, hydrologisk jordartsgrupp (HSG), maximalt rotdjup [mm], fraktion av porositet där anjoner kan exkluderas (ANION_EXCL) samt potential eller maximal sprickvolymfraktion (PERC_CRK). För respektive jordlager i jordprofilen krävdes även information om lagrets mäktighet från markytan [mm], skrymdensitet [g/cm^3], växttillgängligt vatten [mm/mm], mättad hydraulisk konduktivitet [mm/h], organiskt material [vikt%], lerhalt [vikt%], silthalt [vikt%], sandhalt [vikt%], grushalt [vikt%], albedo för fuktig matjord och erosionskänsligheten för översta jordlagret (K_{USLE}) [mm/h]. Jordprofiler som motsvarar de jordarter som angavs i SGUs jordartskarta (JG2) erhöles från Wesström et al. (u.å.). För respektive jordprofil har Wesström et al. (u.å.) sammanställt markfysikaliska egenskaper utifrån data och analyser gjorda av Wiklert et al. (1983a; b; c). Se Tabell 5 för vilken jordprofil respektive jordart erhöles. Lerig morän och Morängrovlera erhöles samma jordprofil.

Sandig morän och Postglacial sand erhöll också samma jordprofil. Svämsediment ler-silt fanns inte med utan Svämsediment användes istället.

Tabell 5. De sju dominerande jordarterna i Vombsjöns avrinningsområde och deras motsvarande jordprofil.

Jordart (SGU JG2)	Namn på jordprofil	Hydrologisk jordartsgrupp
Sandig morän	Tönnersta nr1	B
Lerig morän	Södergård nr 1	C
Isälvsediment	Bunkeflo nr 1	A
Morängrovlera	Södergård nr 1	C
Kärrtorv	Ryholm nr 1, 1958	C
Svämsediment, ler-silt	Kobonäs	C
Postglacial sand	Tönnersta nr 1	A

För jordprofilen Tönnersta nr 1 fanns endast våt skrymdensitet. Övriga jordprofiler hade torr skrymdensitet. Den våta skrymdensiteten användes utan någon justering för de jordarter som motsvarade jordprofilen Tönnersta nr 1. ANION_EXCL och PERC_CRK erhöll default-värdet 0,5 för samtliga jordlager och jordarter. Ingen information fanns om grushalten i jordprofilerna. Samtliga jordlager och jordarter erhöll därför grushalten 0 vikt%. Albedo för fuktig matjord antog (Wesström et al. u.å.) ha ett värde på 0,01. Samma värde ansattes för samtliga jordarter. Erosionskänsligheten för översta jordlagret (K_{USLE}) beräknas i Excel enligt ekvation angivet i SWAT dokumentation (Arnold et al. 2012). Storleksordningen på beräknade erosionskänsligheter ansågs rimliga vid jämförelse med värden från (Djodjoc & Markensten u.å.).

SWAT+ delar in jordarterna i olika hydrologiska jordartsgrupper (HSG). Det finns fyra olika grupper; A, B, C eller D. Förenklat motsvarar A jordar med hög infiltration, B jordar med måttlig infiltration, C jordar med långsam infiltration och D jordar med mycket långsam infiltration (Arnold et al. 2012). Morän har en blandning av olika kornstorlekar och kan därför vara mer eller mindre genomsläpplig beroende på innehåll. För att bestämma jordarternas HSG användes SGUs jordartsgenomsläpplighetskarta (SGU u.å.b). SGU har delat upp genomsläppligheten i tre klasser; *hög genomsläpplighet*, *medelhög genomsläpplighet* och *låg genomsläpplighet* (SGU u.å.a). Respektive jordart i avrinningsområdet letades upp i kartverktyget och dess bedömda genomsläpplighet översattes till en av HSG varianterna A, B,

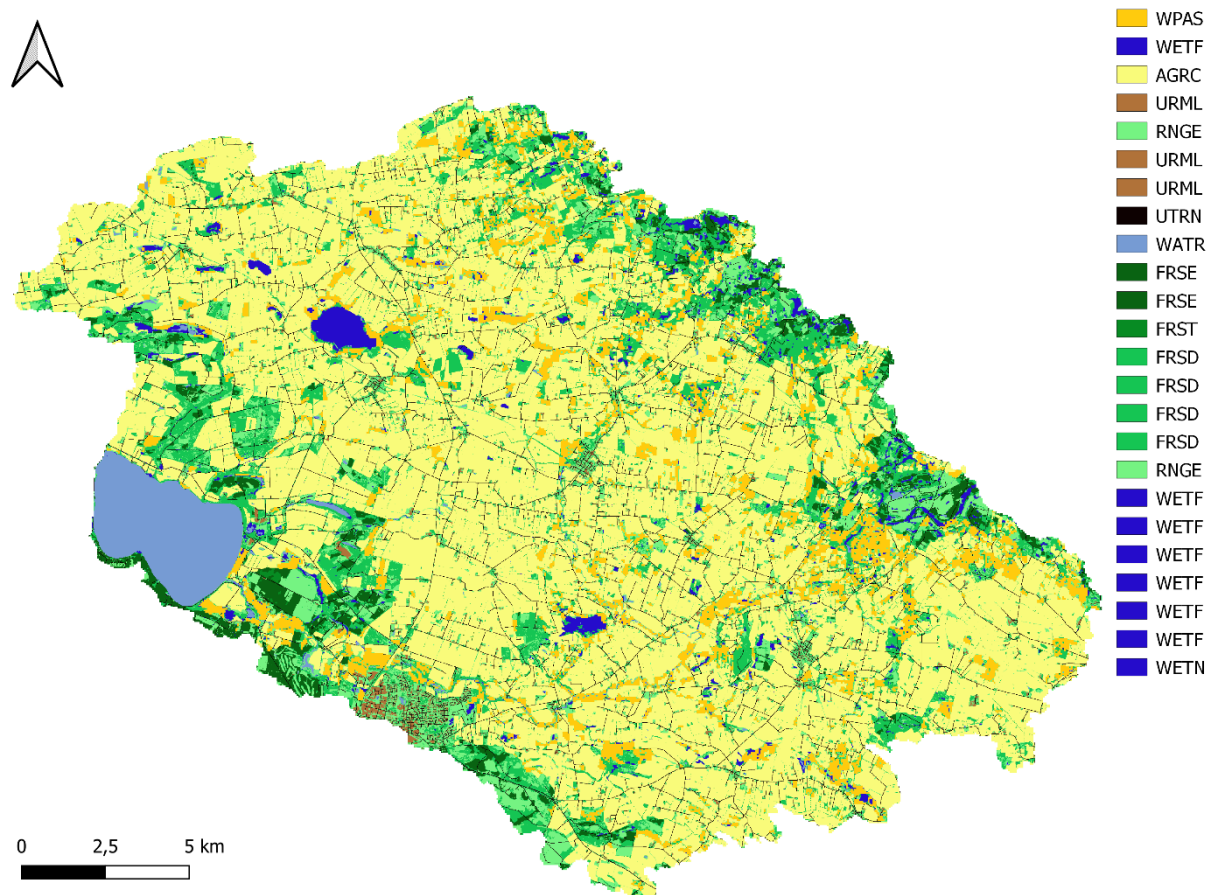
C eller D, där *hög genomsläpplighet* erhöll A, *medelhög genomsläpplighet* erhöll B och *låg genomsläpplighet* erhöll C (Tabell 5).

3.2.1.4 Markanvändning

Den nationella marktäckesdata (NMD) är en heltäckande kartering av Sveriges marktäckning med 10 meters upplösning (Naturvårdsverket 2023). NMD 2018 basskikt användes för att implementera markanvändningen i modellen. Precis som med jordarterna krävs en översättning av markanvändningarna till de som finns i SWATs databas. Respektive cell i marktäckesrastret hade en siffra som svarar mot en specifik markanvändning. Exempelvis motsvarar siffran 2 våtmark och 3 åkermark. Det fanns fler svenska markanvändningsbeteckningar än vad SWAT har, därför gjordes förenklingar och sammanslagningar för några av markanvändningstyperna. Exempelvis översattes *Triviallövskog utanför våtmark* och *Ädellövskog utanför våtmark* båda till *Forest – deciduous (FRSD)*. De exakta översättningarna finns i appendix 6.2. En csv-fil med översättningarna implementeras i modellen.

I NMD innefattar *Åkermark* både betesmark och åkermark. Eftersom betesmark vanligtvis inte är dränerad, ingen markbearbetning utförs och ingen manuell gödsling tillförs marken i nitratkänsliga områden (utöver gödsel från betesdjuren under betessäsongen) är det viktigt att särskilja betesmark från åkermark. Enligt Jordbruksverket består jordbruksmark av åkermark samt betesmark och slåtteräng (Jordbruksverket 2021). Definitionen på åkermark är att den används, eller är i sådant tillstånd att den kan användas till växtodling efter bearbetning med vanliga jordbruksmaskiner och metoder (Jordbruksverket 2021). För att särskilja åkermark och betesmark i NDM tillhandahölls jordbruksblock för år 2021 via GIS-support på Jordbruksverket. Jordbruksmarken är indelad i olika block som avgränsas av exempelvis vägar, fastigheter, stenmurar och diken (Jordbruksverket 2023a). Blocken används av lantbrukarna vid SAM-ansökan (en samordnad ansökan om jordbrukarstöd) (Jordbruksverket 2023b). Blocken har sju olika klassificeringar där bete är en separat klassificering. Samtliga block klassificerade som betesmark konverterades från multipolygoner till ett raster i QGIS. NMD-rastret slogs sedan samman med betesmarks-rastret till ett nytt omgjort NMD-raster. I det omgjorda NMD-rastret delades markanvändningen *Åkermark* alltså upp i två separata markanvändningstyper; åkermark och betesmark. All åkermark i det omgjorda NMD-rastret

översattes till AGRC (Agricultural Land-Close-grown) och betesmarken översattes till WPAS (Winter pasture). AGRC och WPAS är grödor som finns i SWAT+ databasen (Figur 10).



Figur 10. Markanvändning i Vombsjöns avrinningsområde. Nationella marktäckesdata från Naturvårdsverket har använts och sedan översatts till passande namn som finns i SWATs databas över markanvändningar. Exempelvis motsvarar AGRC åkermark och WPAS motsvarar betesmark. Det fanns fler svenska markanvändningsbeteckningar än vad SWAT har, därför gjordes förenklingar och sammanslagningar för några av markanvändningstyperna vilket är förklaringen till varför flera variabler har samma namn i legenden.

AGRC delades vidare upp i olika procentuella delar beroende på odlad gröda. För att bestämma vilka grödor som odlades i avrinningsområdet användes jordbruksskiften för år 2021 erhållen från GIS-supporten på Jordbruksverket. Kartlagret av jordbruksskiften består liksom jordbruksblocken av multipolygoner. Vid SAM-ansökan anger lantbrukaren vilken gröda som odlas på respektive skifte genom att ange en grödkod (Jordbruksverket 2023b). Varje polygon i kartlagret svarar för en viss typ av gröda som återfinns i en grödkodlista. Grödkodlistan för SAM-ansökan 2023 användes (Jordbruksverket u.å.). Areal på respektive gröda i avrinningsområdet beräknas med QGIS. Den procentuella arealen beräknades genom att dividera arean av den specifika grödan med den totala arean på alla jordbruksskiften. Eftersom "betesmark (ej åker)" samt "Slätteräng (ej åker)" även ingår i jordbruksskiften subtraherades deras area från den totala arean innan den procentuella fördelningen beräknades, eftersom dessa områden redan är representerade i det omgjorda NMD-rastret. År

2021 fanns det 55 olika grödkoder angivna i jordbruksskiftena för Vombsjöns avrinningsområde. För att minska antalet grödor som skulle läggas in i modellen togs endast grödor vars areal upptog mer än 1 % av åkermarken med. Totalt täckte dessa grödor nästan 93 % av åkermarken i Vombsjöns avrinningsområde (Tabell 6). Vid översättning av grödorna till representativa SWAT-koder erhöll somliga grödor samma översättning. TIMO, som står för timotej, representerar *Slåtter och betesvall på åkermark, Träda* samt *Gräsfrövall (flerårig)*. Höstraps fanns inte i SWATs databas och därför behöll den beteckningen AGRC. Råg och Rågvete (höst) översattes båda till RYE. *Vårkorn* och *Proteingrödblandning (baljväxter/spannmål)* fick båda representeras som BARL.

Tabell 6. Grödorna i Vombsjöns avrinningsområde som upptar mer än 1 % av åkermarken är presenterade i tabellen. Deras översättning till grödor som finns i SWATs databas samt deras procentuella fördelning presenteras. Informationen om grödorna och deras procentuella areal är baserad på jordbruksskiften för 2021.

Gröda	SWAT-kod	Procentuell areal av åkermarken [%]
Slåtter och betesvall på åkermark	TIMO	33
Höstvete	WWHT	19
Vårkorn	BARL	16
Höstraps	AGRC	7
Sockerbetor	SGBT	4
Råg	RYE	4
Majs	CORN	2
Havre	OATS	2
Träda	TIMO	2
Rågvete (höst)	RYE	2
Proteingrödblandningar (baljväxter/spannmål)	BARL	1
Gräsfrövall (flerårig)	TIMO	1

3.2.1.5 Väderdata

En vädergenerator skapades i SWAT+ Editor. Data över daglig lufttemperatur, nederbörd, daggpunkttemperatur, relativ luftfuktighet, vindhastighet och solinstrålning laddades ner från SMHI (SMHI u.å.a). Vädergeneratoren baserades på väderdata från Hörby (stationsnamn *Hörby A* aktiv sedan 1995-08-01) samt från Lund (stationsnamn *Lund Sol* aktiv sedan 1983-01-01) eftersom Lund är den enda platsen i Skåne som mäter solinstrålningen. Följande

statistiska uträkningar gjordes i Excel enligt metodiken beskriven i Arnold et al. (2012) för respektive månad (januari-december);

- Medelvärde av högsta dagliga temperaturen och medelvärde av lägsta dagliga temperaturen [$^{\circ}\text{C}$]
- Standardavvikelsen för dagliga maximala temperaturen och standardavvikelsen för dagliga minimala temperaturen [$^{\circ}\text{C}$]
- Medelvärde av totala månadsnederbörden [mm]
- Standardavvikelsen för medelvärde av daglig nederbörd [mm/dag]
- Skevhetkoefficienten för medelvärde av daglig nederbörd
- Sannolikheten att en dag med nederbörd inträffar efter en dag utan nederbörd
- Sannolikheten att en dag med nederbörd inträffar efter en dag med nederbörd
- Medelvärde av antalet dagar med nederbörd
- Maximala 30-minutersnederbörden för hela tidsperioden [mm]
- Medelvärde av daglig solinstrålning [$\text{MJ}/\text{m}^2/\text{dag}$]
- Medelvärde av daglig daggpunktstemperatur [$^{\circ}\text{C}$]
- Medelvärde av daglig vindhastighet [m/s]

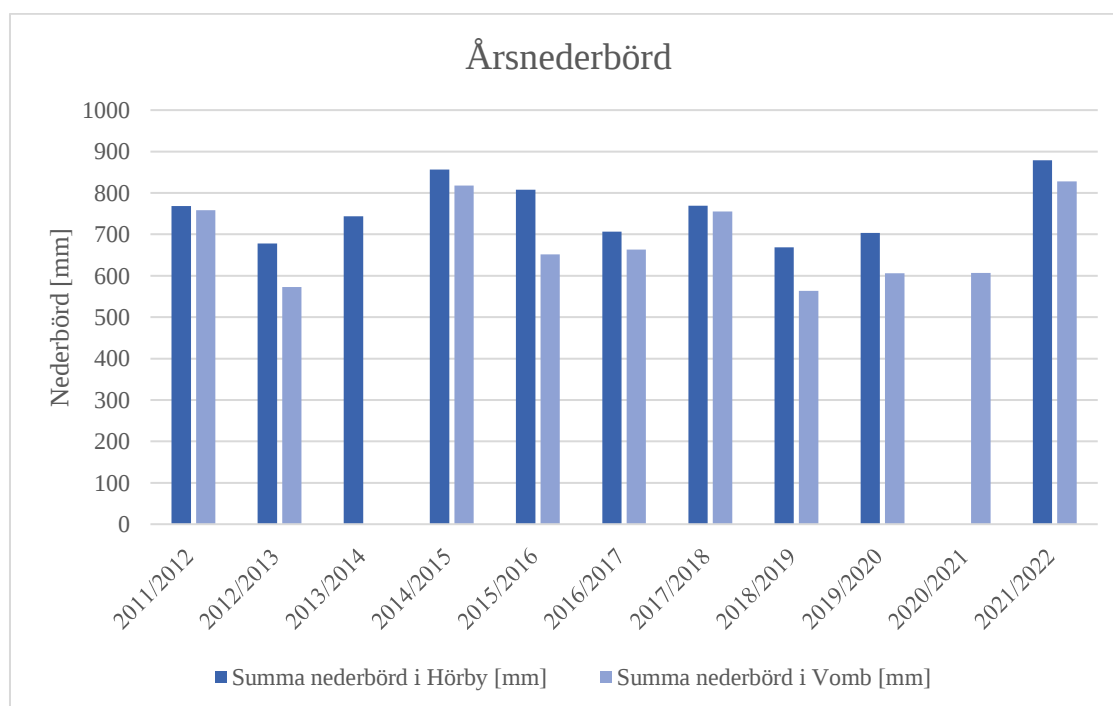
För att upprätta väderstationer krävs kontinuerliga tidsserier väderdata med dagligt tidssteg. Väderdata som behövs är nederbörd, lufttemperatur (min och max), relativ luftfuktighet, vindhastighet och solinstrålning. Väderstationernas koordinater, angivet som latitud och longitud i decimalgrader, höjd över havet samt startdatum för tidsserien krävs också. Tre väderstationer skapades i SWAT+ Editor; Hörby, Vomb och Lund, se Tabell 7 för tillgängliga och simulerade väderdata. Nederbördsdata för Vomb erhöles från Vombs mätstation (stationsnamn *Vomb* aktiv sedan 1945-01-01) som ligger strax sydväst om Vombsjön och dess avrinningsområde. Hörby är den mätstation med mest heltäckande väderdata där endas solinstrålningen simuleras från vädergeneratoren. I de fall tidserierna var diskontinuerliga fylldes de tomma luckorna i med talet -99 och värden simuleras då baserad på den statistiska informationen från vädergeneratoren istället.

Tabell 7. Stationsnamn och tillgängliga väderdata. X innebär att data fanns och Sim. innebär att data simulerades utifrån vädergeneratorn.

Stationsnamn	Nederbörd	Temp.	Rel. Luftfuktighet	Vindhastighet	Solinstrålning
Hörby A	X	X	X	X	Sim.
Vomb	X	Sim.	Sim.	Sim.	Sim.
Lund Sol	Sim.	Sim.	Sim.	Sim.	X

Både Hörby och Vomb har bytt väderstation sedan de startades. Hörby bytte mätstation i maj 2021 och Vomb bytte i maj 2014. De nya mätstationernas koordinater och höjd över havet användes som indata. Samtlig information som krävs för att upprätta väderstationer importeras till SWAT+ Editor via textfiler efter bearbetningar gjorda i Excel. I de fall då mätningar gjorts varje timme (relativ luftfuktighet och vindhastighet) beräknades medelvärde för respektive dag eftersom SWAT+ kräver väderdata med dagligt tidssteg.

Nederbördsdata erhöles från både mätstationen vid Vomb och Hörby och jämförs i Figur 11. Den summerade nederbörden under de agrohydrologiska åren (1 juli till 30 juni året därpå) är sammanställd för mätstation Hörby A och Vomb. Ingen agrohydrologisk årssummering gjordes när mätvärden saknades på grund av platsbyte av mätstation. Årsnederbörden är högre i Hörby än i Vomb för samtliga år.



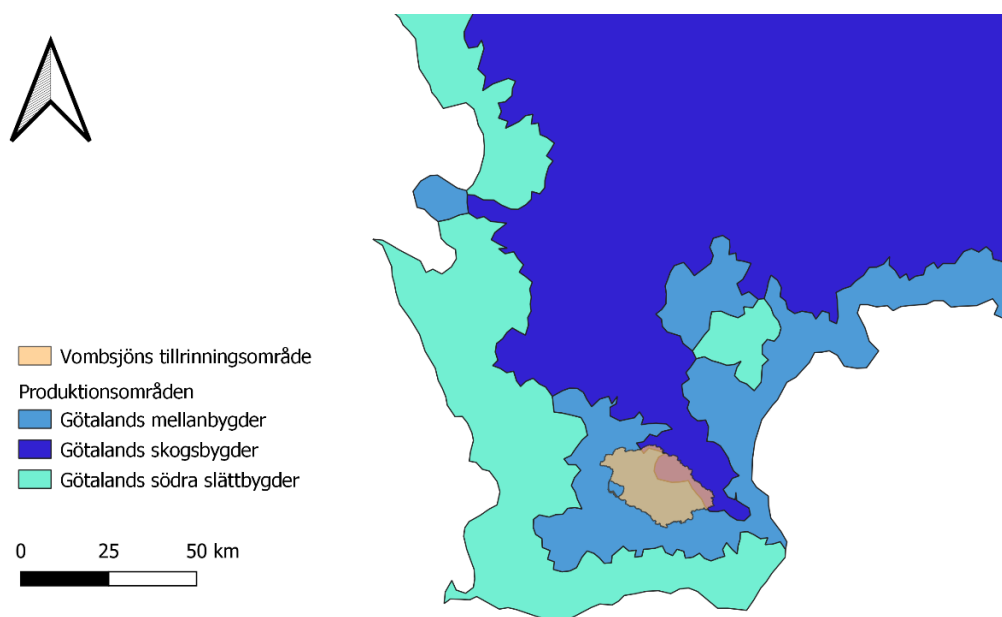
Figur 11. Summerad nederbörd under de agrohydrologiska åren 2011/2012 till 2021/2022. Information hämtad från SMHI.

3.2.1.6 Vattenföring

För att kalibrera och validera en hydrologisk modell krävs observationsdata. I Vombsjöns avrinningsområde finns en mätstation i Eggelstad med uppmätt daglig vattenföring, månatlig vattenföring och årlig vattenföring. Den månatliga och årliga vattenföringen är ett medelvärde av dygnsvärdena för respektive månad eller år. Observerad vattenföring laddades ner från SMHI - Modelldata via Vattenwebb (SMHI u.å.b) och den stationskorrigerade vattenföringen användes för delavrinningsområdet *Vid mätstation Eggelstad* (SUBID 103). Att vattenföringen är stationskorrigerad innebär att observerade mätvärden ersätter de modellerade värdena. Punkter nedströms påverkas också av den stationskorrigerade vattenföringen (SMHI 2023). Anledningen till att data laddades ned på samma ställe där modellerade flöden laddas ner är att Eggelstad inte går att hitta i SMHI – Mätdata via Vattenwebb. En anledning till detta kan vara att Sydvatten tog över mätstationen i februari 2019.

3.2.1.7 Totalfosfor

I den svenska miljöövervakningen finns ett delprogram med namnet ”typområden på jordbruksmark” vars syfte är att kartlägga näringsläckage av kväve och fosfor från åkermark samt öka kunskapen om hur olika odlingsåtgärder påverkar näringsläckaget (Linefur et al. 2023). Delprogrammet finansieras av Naturvårdsverket. 18 olika typområden runt om i Sverige har valts ut. Typområdena valdes ut efter olika önskemål där avrinningsområdet till så stor del som möjligt ska bestå av åkermark, helst mer än 50 % av avrinningsområdets areal, avrinningsområdena ska vara lagom stora för inventering av odlingsåtgärder, påverkan från punktkällor ska vara liten och det ska finnas bra plats för mätstationer i bäckfåran (Linefur et al. 2023). Typområde M39 ligger i Skåne i Götalands mellanbygder. Data erhöles från typområdet via regional miljöövervakning (Datavärdskap Jordbruksmark 2023). Typområdet är 6,8 km² stort och består till 83 % av åkermark och 0 % betesmark och den dominerande jordarten är moränlera (Linefur et al. 2023). Typområdet M39 ligger i läckageregionen 2a som upptar samma område som Götalands mellanbygder i Skåne (Johnsson et al. u.å.). Läckageregionerna är relativt homogena vad gäller klimat och jordbruk (Kyllmar et al. 2006). Vombsjöns avrinningsområde ligger till största del i Götalands mellanbygder och tillhör därmed till största del även läckageområdet 2a, precis som typområde M39 (Figur 12).



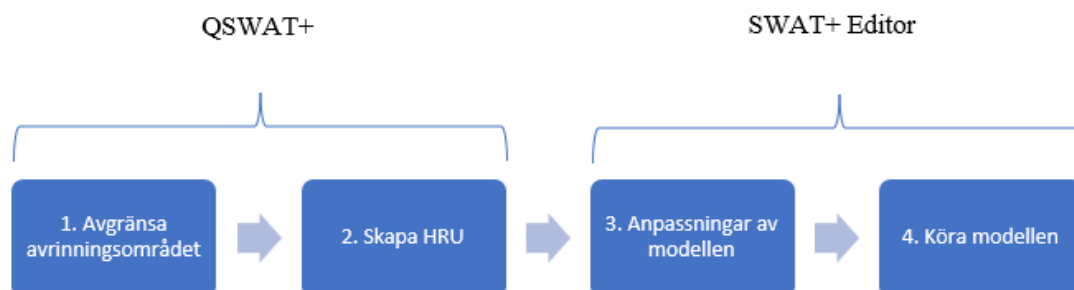
Figur 12. Majoriteten av Vombsjöns avrinningsområde tillhör produktionsområdet Götalands mellanbygder. Vombsjöns avrinningsområde markerat i brunt. Kartlager över produktionsområden erhållen från GIS-support på Jordbruksverket.

Typområde M39 har undersökts sedan år 1983 och är fortfarande aktivt (Linefur et al. 2023). Ingen exakt positionering anges på grund av sekretess (Datavärdskap Jordbruksmark 2023), men eftersom Vombsjöns avrinningsområde också till största del ligger i läckageområde 2a användes typområdet för att jämföra arealspecifik fosfortransport från SWAT+ modellen. I typområde M39 utförs manuell vattenprovtagning var 14:e dag och dygnsmedelflöde beräknas för varje dag med tryckgivare, datalogger och avbördningskruva (Linefur et al. 2023). Den dagliga transporten av totalfosfor beräknas utifrån vattenföring och uppmätta koncentrationen. Den dagliga transporten summeras sedan ihop till månadstransporter och årstransporter (Datavärdskap Jordbruksmark 2023). Arealspecifik transport har beräknats genom att dela transporten med områdets area. Arealspecifik avrinning beräknades på motsvarande sätt. I typområde M39 finns arealspecifika månadstransporter och årstransporter sammanställda som användes för jämförelse av resultat från SWAT+ modellen.

Årstransporterna sträcker sig över agrohydrologiska år, det vill säga från 1 juli till 30 juni året därpå (Linefur et al. 2023). Det agrohydrologiska året 2020/2021 börjar exempelvis 1 juli 2020 och avslutas 30 juni 2021. I typområde M39 fanns arealspecifika månadstransporter fram till och med juni 2021 vilket gör att det endast finns årstransporter till och med det agrohydrologiska året 2020/2021. Enligt Linefru et al. (2023) har årsavrinningen varit orimligt stor i typområde M39 de senaste åren. Linefru et al. (2023) resonerar att det kan bero på att nuvarande mätning överskattar flödet i bäcken. I medel var årsnederbörden 762 mm i typområde M39 under åren 1991-2020 (Linefur et al. 2023).

3.2.2 Modelluppbyggnad

Grundstommen till modellen implementerades i tre steg i QSWAT+ och SWAT+ Editor innan den kunde köras i det fjärde steget enligt Figur 13.



Figur 13. Modelluppbyggnadens olika steg i QSWAT+ och SWAT+ Editor.

3.2.2.1 Steg 1 - Avgränsa avrinningsområdet

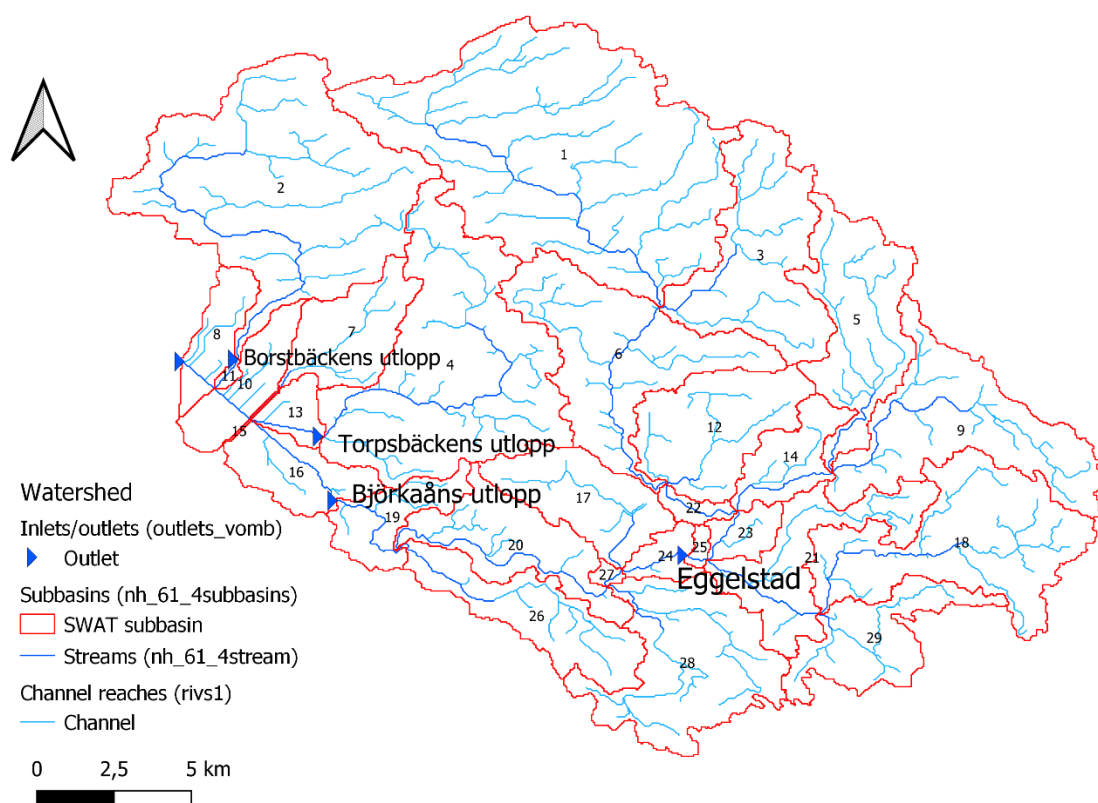
Avrinningsområdet beräknades utifrån den digitala höjdmodellen. Under *Select DEM* infogades DEM-filen. Rutan *Burn in existing stream network* kryssades för och shapefilen med vattendrag och dikning infogades. Antalet celler/area som ska avvattnas till en cell för att den ska klassas som ett vattendrag ställdes in manuellt. Tröskelvärde var satt till 10 km² för att klassas som bäck (*Channel*) och 100 km² för att klassas som å (*Stream*) som grundinställning (default). En visuell jämförelse gjordes mellan den infogade shape-filen och de framräknade vattendragen, varpå tröskelvärde sattes till 0,5 km² för bäck (*Channel*) och 10 km² för å (*Stream*). Tröskelvärdena sänktes från grundinställningen för att de framräknade vattendragen bättre skulle stämma överens med de faktiska vattendragen och diken. Ingen perfekt anpassning erhöles, men med de ovanstående tröskelvärdena täcktes alla stora vattendrag in och majoriteten av diken. Sjöar kan läggas in i modellen om interna processer ska undersökas. Detta steg hoppades över och Vombsjön modellerades som vattendrag.

De framräknade vattendragen sågs över manuellt så att samtliga huvudvattendrag var kontinuerliga och mynnade ut i ån som motsvarade Vombsjön. Diskontinuitet hittades vid Torpsbäckens inlopp till Vombsjön. Vattendragen uppströms var inte sammankopplade med vattendraget som mynnar ut i Vombsjön. Detta ändrades manuellt i SWAT+ Editor.

Fem utloppspunkter implementerades manuellt (Vombsjöns utlopp, miljöövervakningspunkter nära inloppet till Vombsjön i de tre huvudvattendragen samt

Eggelstads vattenföringsstation). Anledningen till att fem utloppspunkter implementeras är för att vattendragen delas upp i olika namn vid utloppspunkterna. Vattenflödet ut från vattendraget uppströms utloppspunkten blir då lika stort som vattenflödet in i vattendraget nedströms utloppspunkten men vattendraget delas upp i två och erhåller olika namn. Detta underlättar när simulerad vattenföring ska jämföras med observerad vattenföring samt när simulerad fosfortransport ska jämföras med miljöövervakning (Figur 14).

Vombsjöns avrinningsområde inklusive sjön blir 45 034 ha stort när avrinningsområdet beräknas utifrån digitala höjdmodellen, vattendragen och dikningen. Totalt skapas 29 delavrinningsområden.



Figur 14. Vombsjöns avrinningsområde, åar (streams) och bäckar (Channel) framtaget med SWAT+. De tre huvudvattendragens utlopp är markerade som utlopp (outlet). Eggelstads vattenföringsstation är också markerad som en utloppspunkt.

3.2.2.2 Steg 2 - Skapa HRUs

HRU står för Hydrological response unit och är en unik kombination av markanvändning, jordart och marklutning inom varje delavrinningsområde. I steg 2 skapades HRUs efter implementering av den omgjorda nationella marktäckesdatan (där åkermark särskiljs från betesmark), översättningstabell av marktäckesdata, jordartskarta, översättningstabell av

jordarter samt markfysikaliska egenskaper för respektive jordart. Marklutningarna beräknades utifrån digitala höjdmodellen. Marklutningarna delades upp inom intervallet 0–10 % lutning, 10–100 % lutning. Marktäckningar, jordarter och marklutningar som utgjorde mindre än 3 % av den totala ytan i delavrinningsområdet gallrades bort vid skapandet av HRU. Samma bortgallring av HRU användes av (Zhou 2023) och (Löwenström & Hussain 2017).

Vid skapandet av HRU kunde även markanvändningar från Nationella marktäckesrastret delas upp via en procentuell uppdelning. AGRC som initialt representerade all åkermark delades upp i 8 olika grödor med SWAT-koderna TIMO, WWHT, BARL, AGRC, SGBT, RYE, CORN & OATS enligt beskrivning angiven i avsnitt 3.2.1.4. Eftersom de utvalda grödorna upptog 93 % av all åkermark i avrinningsområdet fick resterande 7 % fördelas på de tre dominerande grödorna. TIMO blev tilldelad 3 %-enheter mer areal, WWHT 2 %-enheter mer och BARL 2 %-enheter mer. Totalt skapades 12 790 stycken HRU.

3.2.2.3 Steg 3 – Anpassningar av modellen

Justeringar och anpassningar gjordes i SWAT+ Editor för att spegla avrinningsområdets karakteristiska drag och på så sätt skapa en bättre modell vad gäller fosforläckage från jordbruksmark. Representativa tidpunkter för sådd och skörd implementerades, gödselgivor, dränering och initiala fosforhalter i jorden samt beräkningsmetodik av potentiell evapotranspiration justerades i SWAT+ Editor. Anpassningarna beskrivs mer ingående i de kommande avsnitten.

3.2.2.3.1 Sådd och skörd

Wesström et al. (u.å.) poängterar vikten av en representativ växtsäsong och påverkan det har på evapotranspirationen. Grundinställningarna för grödorna som finns i SWATs databas är inte anpassade till svenska förhållanden. Tidpunkt för sådd och skörd av grödor kan manuellt justeras i SWAT+ Editor för respektive gröda. Datum för sådd och skörd i Götalands mellanbygder erhöles från Berglund et al. (2002) som sammanställt sådd och skördetidpunkter för olika grödor i de olika produktionsområdena med Jordbruksstatistiska årsbok 1987–93 utgiven av SCB som huvudsaklig källa samt olika försöksserier vid SLU. Råg och rågvete har samma SWAT-kod (RYE) och erhöles därför samma datum för sådd och skörd trots att de inte var identiska enligt Berglund et al. (2002). Antalet dagar det skiljde mellan de olika grödornas

skördetidpunkt var 7 dagar. Proteingrödblandningar (baljväxter/spannmål) fick samma datum för sådd och skörd som vårkorn eftersom de har samma SWAT-kod (BARL). Datumen för sådd och skörd av BARL är baserat på vårkornet enligt (Berglund et al. 2002). Inga datum fanns att tillgå för sådd och skörd av majs. Wesström et al. (u.å.) ansatte att datumen var detsamma som för matpotatis och detsamma gjordes här. Datum för sådd och skörd finns i Tabell 8.

I SWAT+ kunde ingen biomassa övervintra för annueller (de ettåriga grödorna). Endast perennerna kunde ansamlas biomassa mellan olika år. Eftersom höstgrödorna är klassade som annueller i databasen övervintras ingen biomassa. För att komma runt problemet erhöll höstgrödorna två extra datum för skörd och sådd. Exempelvis sås höstvetete 23 september för att sedan sköras 31 december. En ny omgång höstvetete sås 1 januari och sedan sköras grödan 25 augusti. De verkliga datumen för sådd är endast 23 september och skörd 25 augusti.

Tabell 8. Datum för sådd och skörd för olika grödor är hämtat från (Berglund et al. 2002) som sammanställt sådd och skördetidpunkter för olika grödor i de olika produktionsområdena med Jordbruksstatistiska årsbok 1987-93 utgiven av SCB som huvudsaklig källa samt olika försöksserier vid SLU. Datum satta inom parentes är extra datum som tillsattes höstgrödorna i modellen.

Gröda	SWAT-kod	Sådd	Skörd
Slåtter och betesvall på åkermark, Träda och Gräsfrövall (flerårig)	TIMO		Vall 1:a skörd: 14 juni Vall återväxt: 3 aug
Höstvetete	WWHT	23 sep (1 jan)	25 aug (31 dec)
Vårkorn och Proteingrödblandningar (baljväxter/spannmål)	BARL	22 apr	17 aug
Raps (höst)	AGRC	18 aug (1 jan)	12 aug (31 dec)
Sockerbetor	SGBT	5 maj	18 okt
Råg och Rågvete	RYE	21 sep (1 jan)	12 aug (31 dec)
Majs	CORN	9 maj *	21 sep *
Havre	OATS	23 apr	27 aug

*Datumen för skörd och sådd antas vara desamma som för sådd och skörd av matpotatis. Samma antagande gjordes av (Wesström et al. u.å.).

Antalet dagar mellan sådd och skörd (*days to maturity*) ändrades manuellt i grödornas databas. För höstgrödorna ändrades antalet dagar mellan sådd och skörd till antalet dagar mellan 1 januari och skördedatumet. Antalet år det tar för TIMO att bli färdigvuxen är ursprungsvärdet angivet i databasen över SWAT-grödor. TIMO och WPAS erhöll en initial

marktäckning vid simuleringens start (initialt bladareaindex sattes till $2 \text{ m}^2/\text{m}^2$ och initial biomassa sattes till 2000 kg/ha precis som höstvet, vårkorn och raps hade som ursprungsinställning). TIMO skördas två gånger per år genom att ensilage tas in. Betesmarken (WPAS) har betande kor (*beef_high*) från 1 april till 31 oktober (213 dagar). Samma betesperiod användes som (Wesström et al. u.å.). Samtliga grödor skördas och säden (*grain*) tas in. Sockerbetor växer under marken och därför används en annan teknik för att betan ska skördas och inte blasten (metoden *tuber* används istället för *grain*).

3.2.2.3.2 Näringstillförsel i form av gödning

Samtliga grödor tillsätts gödning i form av elementär kväve och fosfor. Mängden som appliceras och tidpunkten finns sammanställd för respektive gröda i appendix 6.4. Den totala mängden näring som tillförs respektive gröda är baserade på information från SCB och Jordbruksverket (SCB 2021; Andersson et al. 2022). Inga exakta datum anges när gödning ska spridas eftersom det varierar mellan olika år och grödans utvecklingsstadium. Datumen i tabellen är endast till för att kunna implementera gödningen i modellen under grödans växtsäsong.

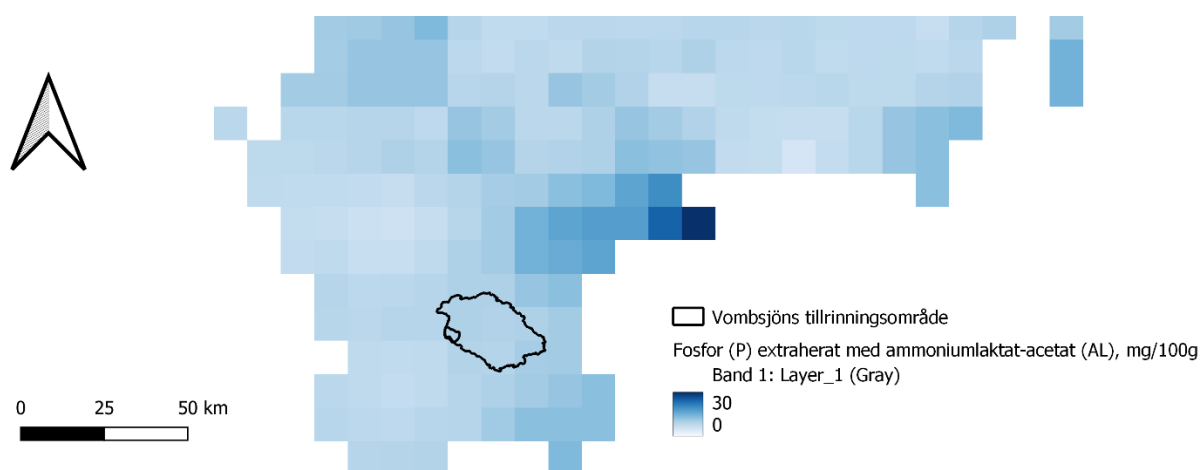
3.2.2.3.3 Dränering

I Skåne län är cirka hälften av åkermarken systemtäckdikad (Jordbruksverket 2017). I produktionsområdet Götalands mellanbygder är drygt 40 % av åkermarken systemtäckdikad. Dräneringen är mindre omfattande hos jordbrukare med vall som huvudgröda och som mest omfattande bland dem som har spannmål som huvudgröda (Jordbruksverket 2017).

Täckdikedränering (tile drainage) implementerades i SWAT+ Editor på de HRUs med grödorna höstvet (WWHT), korn (BARL) och sockerbetor (SGBT) vilket motsvarade 44 % av åkermarken (19 % (WWHT) + 2 % (för att nå upp till 100 % vid uppdelningen av ARGC), 16 % (BARL) + 2 % (för att nå upp till 100 % vid uppdelningen av ARGC) + 1 % för att proteingrödblandning också är klassad som BARL) + 4 % (SGBT) = 44 % av åkermarken). Parametervärden erhöles från Wesström et al. (u.å.) tabell 16 kolumn Skåne med parametrar och dimensioner för dräneringssystem samt ursprungsvärden angivna i SWAT+ Editor. Se appendix 6.3 för parametervärden och dimensioner för täckdikena.

3.2.2.3.4 Initiala fosforhalter

År 2006 fick Jordbruksverket i uppdrag av regeringen att ta fram en förbättrad karta över den svenska åkermarkens matjord (Jordbruksverket 2015). Kartorna är framtagna av SLU och bygger på Jordbruksverkets drygt 13000 prover tagna på matjord i 17 län samt 2000 prover från tidigare inventeringar (Jordbruksverket 2023c). Kartor från den nationella jordartskarteringen laddades ner från Jordbruksverkets hemsida (Jordbruksverket 2023c). I Vombsjöns avrinningsområde varierade P-AL mellan 9,1-10,8 mg/100g jord enligt den nationella jordartskarteringen (Figur 15). P-AL står för Ammoniumlaktat-acetat-löslig fosfor och är fosfor (P) extraherat med ammoniumlaktat-acetat (AL). Fosfor som extraheras med AL är växttillgängligt (Jordbruksverket 2015). I SWAT+ modellen är startkoncentrationer av fosfor initialt 5 ppm (5 mg/kg) i alla jordlager, vilket representerar obrukad mark (SWAT+ 2022c). Startkoncentrationen (labile phosphorus in soil surface) sattes till 100 ppm vilket motsvarar 10 mg/100 g jord. Jordarna delas upp i sex olika fosforklasser (I, II, III, IVa, IVb, V) beroende på hur mycket växttillgängligt fosfor som finns. Ju högre fosforklass desto mer växttillgängligt fosfor finns i matjorden. P-AL mellan 8,1-12,0 mg/100g jord motsvarar fosforklass IVa (Greppa näringen 2018). Vombsjöns avrinningsområde erhåller fosforklass IVa.



Figur 15. Karta över växttillgängligt fosfor i Skåne och delar av Blekinge som extraherats med ammoniumlaktat-acetat framtaget av SLU (Jordbruksverket 2023c). Vombsjöns avrinningsområde finns markerat i kartan. Inom avrinningsområdet varierar P-AL mellan 9,1 – 10,8 mg/100 g jord.

3.2.2.3.5 Potentiell evapotranspiration

Den potentiella evapotranspirationen, PET kan beräknas med olika metoder i SWAT+. När Penman Monteiths metod användes blev medelvärdet av PET drygt 8000 mm/år och med

Hargreaves metod drygt 600 mm/år. Årsmedelvärden av den potentiella evapotranspirationen i södra Sverige (för åren 1961-1978) var mellan 500-600 mm (Eriksson 1981). Därför valdes Hargreaves metod istället för Penman Monteiths metod.

3.2.2.4 Steg 4 - Köra modellen

När samtliga delar av modellen var på plats kördes modellen i SWAT+ Editor. Resultaten kunde sedan visualiseras i QSWAT+ där exempelvis vattenföringen i de olika vattendragen för daglig, månatlig eller årlig basis kunde erhållas samt fosfortransporter med samma tidsupplösning.

3.2.3 Kalibrering och validering av vattenföring

Inför kalibreringen delades den observerade vattenföringen (månadsmedelvärde) i Eggelstad upp i två olika dataserier. Den första dataserien sträckte sig från 2010-01-01 till 2016-12-31 och användes under kalibreringen. Den andra dataserien sträckte sig från 2017-01-01 till 2023-04-30 och användes för att validera modellen. Kalibrering av modellen gjordes i SWAT+ Editor. Manuell kalibrering utfördes där olika procentuella ökning av CN2 undersöktes. En ökning av CN2 ger ökad ytavrinning och därmed högre toppflöden (Abbaspour et al. 2015). En visuell jämförelse gjordes mellan simulerad och observerad månadsmedelvärde av vattenföring och erhållet NSE och R^2 noterades för de olika procentuella ökningarna av CN2 som undersöktes. Under den manuella kalibreringen noterades ingen skillnad i vattenföring under år 2010, oavsett procentuell ökning av CN2. Året uteslöts från den fortsatta kalibreringen och fick ingå i uppvärmningsperioden som ökade från 5 till 6 år. Vid den slutgiltiga kalibreringen (2011-01-01 till 2016-12-31) ökades CN2 med 50 %. Ett ökat CN2 ger en ökad ytavrinning. Även andra processer, som är ett resultat av ytavrinningen, påverkas så som erosion och transport av näringsämnen (Arnold et al. 2012). Valideringen genomfördes genom att ändra simuleringsperioden till att börja 2017-01-01 och avslutas 2023-04-30 och där CN2 var ökat med 50 %. En jämförelse gjordes sedan mellan simulerad och observerad vattenföring för valideringsperioden och erhållet NSE och R^2 noterades.

3.2.4 Validering av fosfortransporter

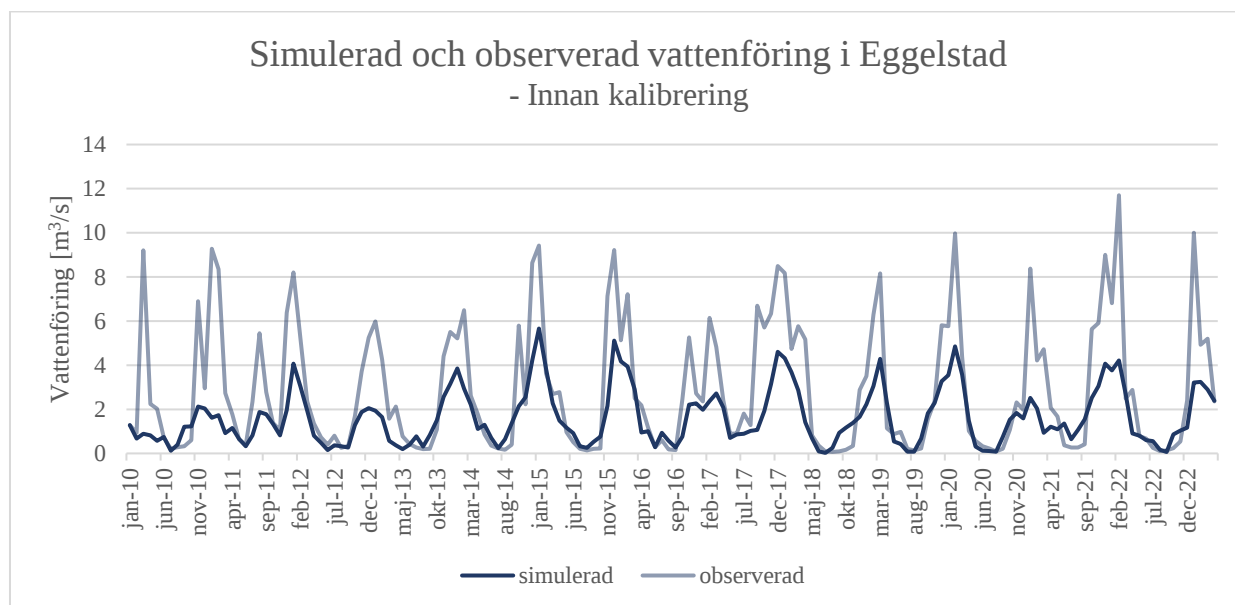
För att validera hur väl modellen simulerar totalfosfortransporten jämfördes specifika avrinningen och arealspecifik fosfortransport per månad och agrohydrologiskt år med

typområde M39. Specifik avrinning per månad erhöles genom att beräkna den totala mängden vatten som passerat per månad utifrån simulerad vattenföring och sen dividera med arean på delavrinningsområdet tillhörande respektive huvudvattendrag. Den specifika avrinningen per agrohydrologiskt år beräknades genom att summera specifika avrinningen för respektive månader i det agrohydrologiska året. Den summerade fosfortransporten per månad erhöles från SWAT+ modellen för respektive huvudvattendrag. Fosfortransporten summerades sedan för respektive agrohydrologiskt år. Den arealspecifika fosfortransporten beräknades genom att dela transporten med respektive vattendrags avrinningsområdes area.

4 Resultat

4.1 Innan kalibrering

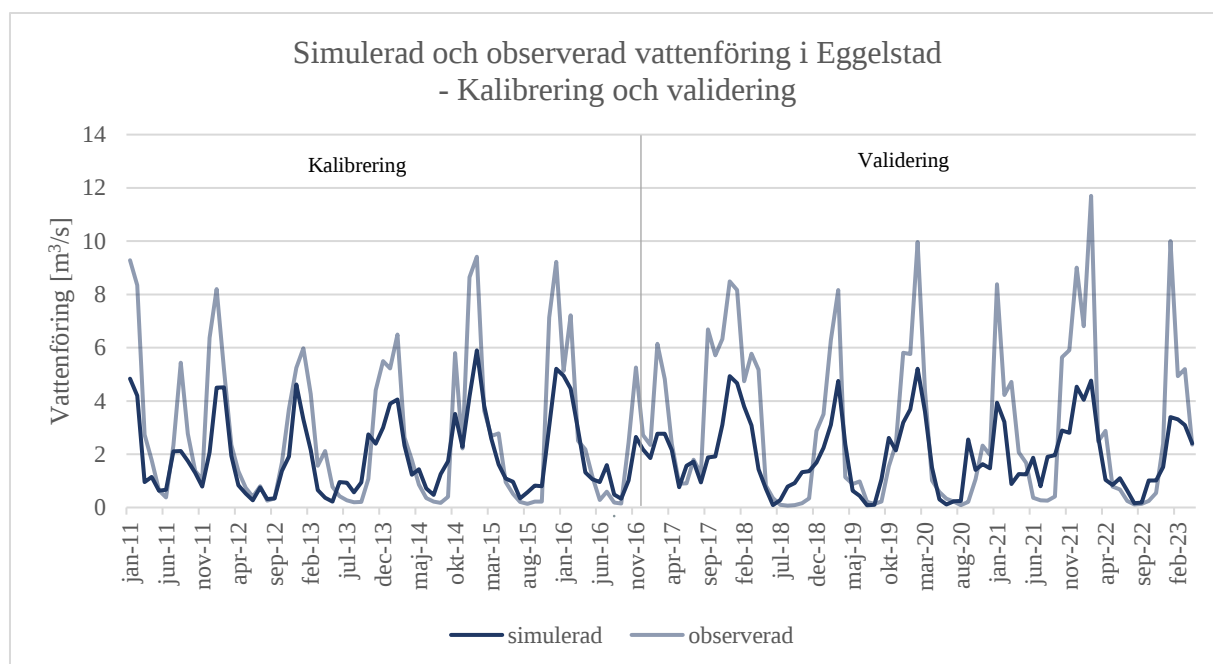
Innan modellen kalibrerades var NSE 0,33 och R^2 var 0,67 under simuleringsperioden (2010-01-01 till 2023-04-30). Den simulerade vattenföringen var lägre än den observerade under höst och vinter. Under vår och sommar stämde vattenföringen bättre överens mellan simulerad och observerad vattenföring (Figur 16).



Figur 16. Simulerad och observerad vattenföring i Eggelstad innan kalibrering. Observerad vattenföring är erhållen från SMHI.

4.2 Kalibrering och validering – vattenföring

Under kalibreringsperioden (2011-01-01 till 2016-12-31) erhöles ett NSE på 0,58 vilket motsvarar en godtagbar hydrologisk modell och R^2 på 0,8 vilket motsvarar en mycket bra hydrologisk modell enligt Tabell 2 i avsnitt 2.2.2. Valideringen (2017-01-01 till 2023-04-30) gav ett NSE på 0,45 vilket motsvarar en acceptabel hydrologisk modell och R^2 på 0,74 vilket motsvarar en mycket bra hydrologisk modell (Figur 17).

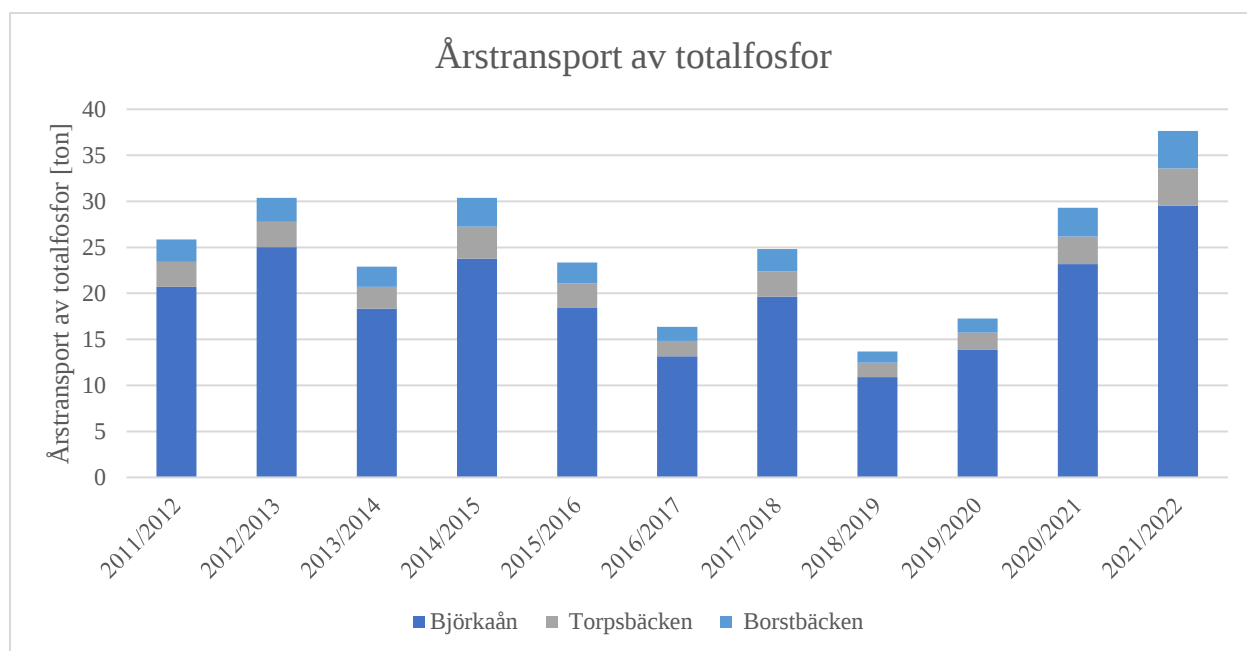


Figur 17. Kalibrering (2011-01-01 till 2016-12-31) och validering (2017-01-01 till 2023-04-30) av månatlig medelvattenföring i Eggelstad.

Under hela simuleringsperioden (kalibreringsperiod plus valideringsperiod) är den simulerade månatliga medelvattenföringen lägre än den observerade under höst och vinter. Under vår och sommar stämmer simulerad och observerad vattenföring bättre överens, men somliga år är den simulerade vattenföringen högre än den observerade.

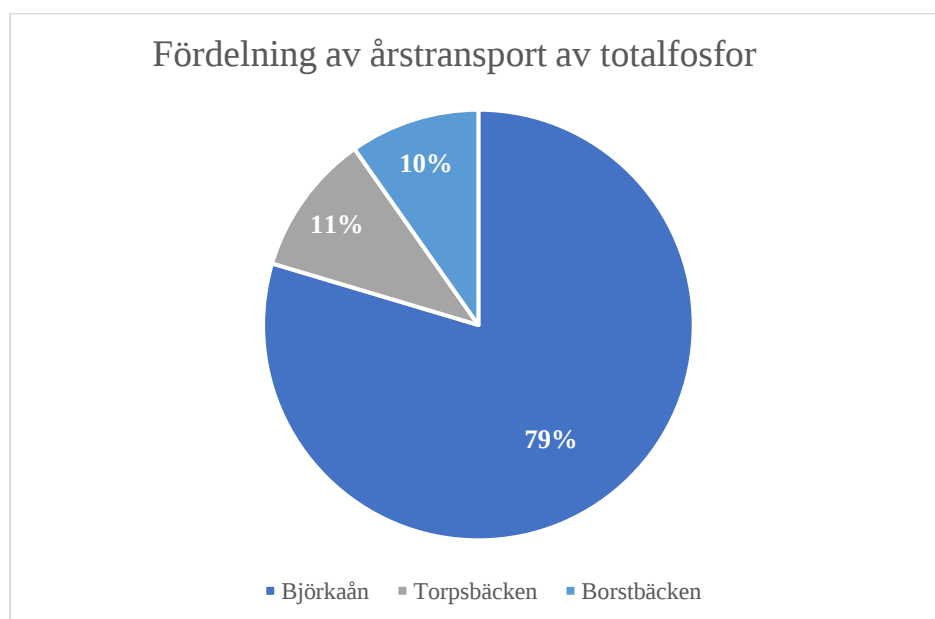
4.3 Årstransport

Enligt modellen tillförs Vombsjön i medeltal 25 ton totalfosfor via de tre huvudvattendragen Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken under ett agrohydrologiskt år. Årstransporten av totalfosfor var som störst 2021/2022 med en belastning på 37 ton. 2018/2019 var årstransporten som lägst med en belastning på 14 ton (Figur 18).



Figur 18. Modellerad årstransport av totalfosfor till Vombsjön från de tre huvudvattendragen Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken.

I medeltal bidrar Björkaån med 79 % av den totala årstransporten av totalfosfor från de tre huvudvattendragen. Torpsbäcken står för 11 % och Borstbäcken står för 10 % (Figur 19).

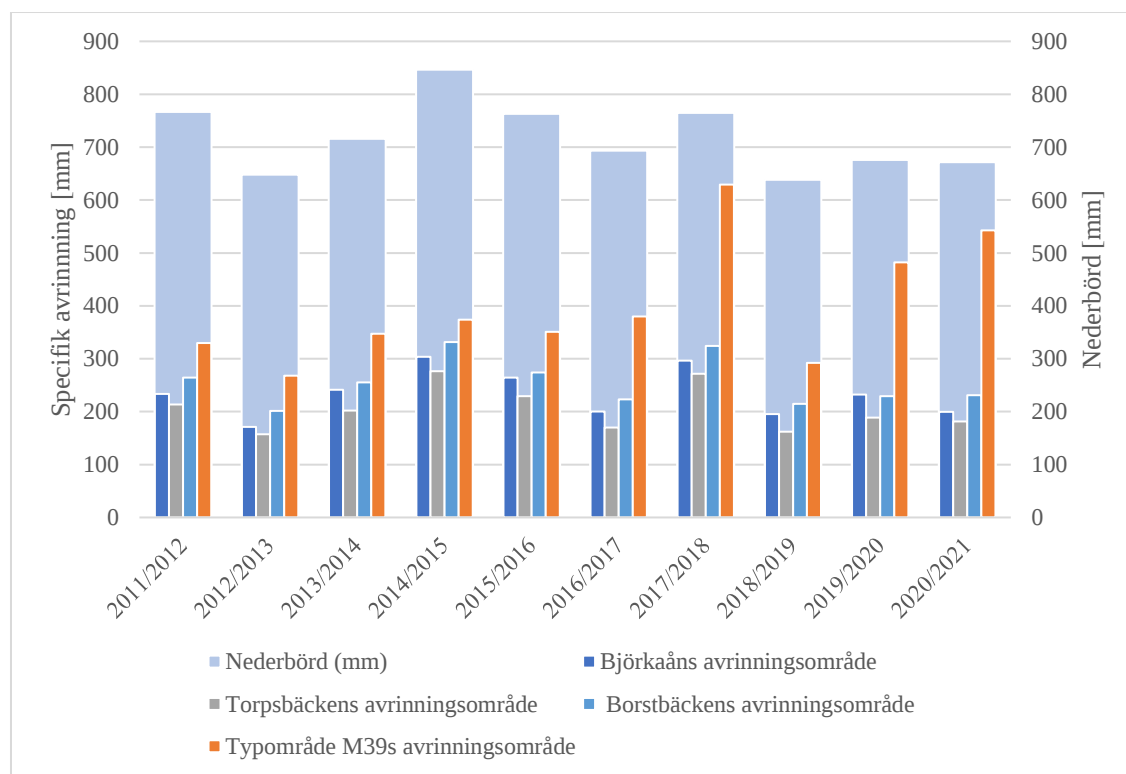


Figur 19. Fördelning av årstransport av totalfosfor till Vombsjön mellan de tre huvudvattendragen Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken.

4.4 Specifik avrinning och nederbörd

Den årliga specifika avrinningen var som störst under 2014/2015 i Vombsjöns delavrinningsområden. Samma år var nederbörden också som störst. Den specifika avrinningen var då 303 mm i Björkaåns avrinningsområde, 276 mm i Torpsbäckens

avrinningsområde och 331 mm i Borstbäckens avrinningsområde. Den årliga specifika avrinningen var som lägst under 2012/2013 i Vombsjöns delavrinningsområden. Den specifika avrinningen var då 171 mm i Björkaåns avrinningsområde, 157 mm i Torpsbäckens avrinningsområde och 202 mm i Borstbäckens avrinningsområde (Figur 20).



Figur 20. Specifik avrinning i Björkaåns avrinningsområde, Torpsbäckens avrinningsområde, Borstbäckens avrinningsområde och typområdet M39s avrinningsområde för de agrohydrologiska åren 2011/2012 till 2020/2021, samt nederbörden för motsvarande år. Den specifika avrinningen i typområdet M39 är erhållen från (Datavärdschap Jordbruksmark 2023).

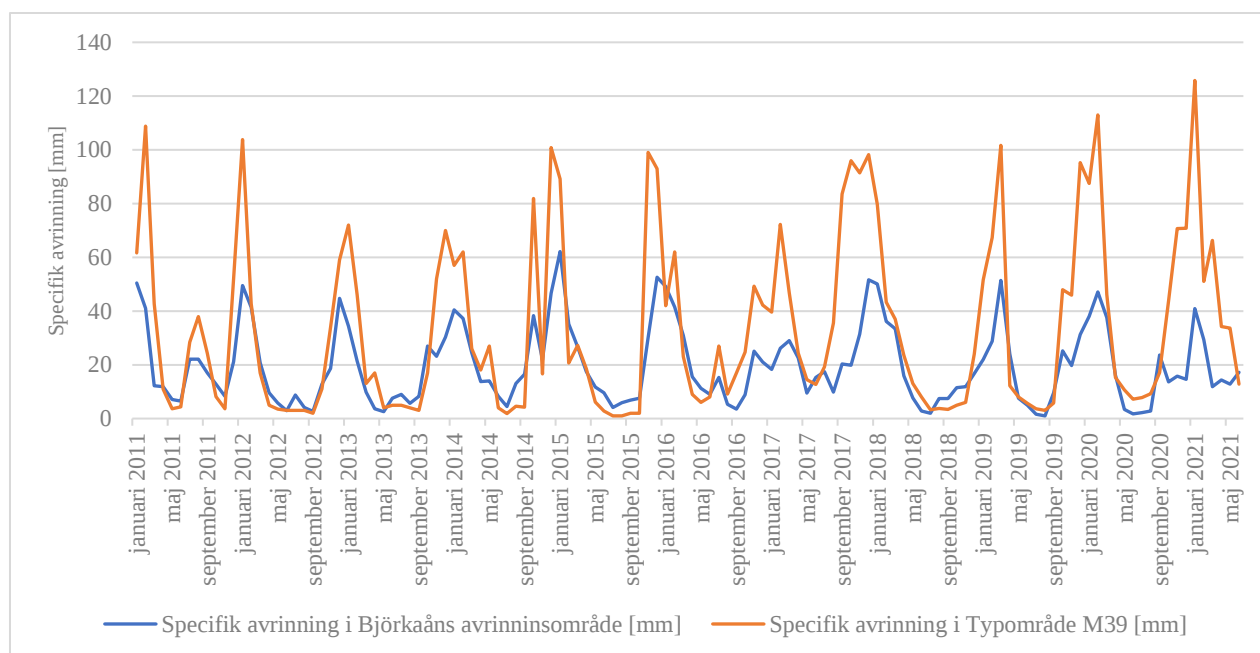
Den årliga specifika avrinningen i delavrinningsområdena till Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken är mindre än den årliga specifika avrinningen i typområde M39 för samtliga år (Figur 20). Under det agrohydrologiska året 2014/2015 var differensen mellan typområde M39 och de tre huvudvattendragens avrinning som minst. Den årliga avrinningen var då 70 mm mindre i Björkaån jämfört med typområdet M39. Motsvarande siffra var 98 mm och 42 mm för Torpsbäcken och Borstbäcken. Under det agrohydrologiska året 2020/2021 var differensen mellan typområde M39 och de tre huvudvattendragens avrinning som störst. Differensen mellan avrinningen i Björkaåns avrinningsområde och typområdet M39 uppmättes till 340 mm. Motsvarande siffra var 360 mm och 310 mm för Torpsbäcken och Borstbäcken.

Hur många procent av nederbörden som blir till avrinning finns sammanställd i Tabell 9 för de olika delavrinningsområdena till Vombsjön samt typområde M39 för de agrohydrologiska åren 2011/2012 – 2020/2021. I Björkaåns avrinningsområde blir 26 – 39 % av nederbörden till avrinning. I Torpsbäckens avrinningsområde blir 24 – 36 % till avrinning och i Borstbäcken är motsvarande fördelning 31–42 %. I typområde M39 varierar den procentuella fördelningen mellan 41 – 82 %. År 2012/2013 var det år då lägst procentuell del av nederbörden blev till avrinning och år 2017/2018 var det året som högst procentuell del av nederbörden blev till avrinning i samtliga delavrinningsområden och typområde M39.

Tabell 9. Procent av nederbörden som blir till avrinning i Björkaåns, Torpsbäckens, Borstbäckens och Typområde M39s avrinningsområde.

	Procent av nederbörden som blir till avrinning i olika delavrinningsområden [%]			
Agrohydrologiskt år	Björkaån	Torpsbäcken	Borstbäcken	Typområde M39
2011/2012	30	28	34	43
2012/2013	26	24	31	41
2013/2014	34	28	36	48
2014/2015	36	33	39	44
2015/2016	35	30	36	46
2016/2017	29	25	32	55
2017/2018	39	36	42	82
2018/2019	31	25	34	46
2019/2020	34	28	34	71
2020/2021	30	27	34	81

Trots att den årliga avrinningen skiljer sig mellan typområdet och de tre delavrinningsområdena, så följer den månatliga avrinningen samma mönster, men magnituden skiljer sig åt. Björkaåns specifika avrinning jämfört med typområdet finns presenterat i Figur 21. Specifik avrinning per månad för Torpsbäcken och Borstbäcken finns i appendix 6.5. Generellt är avrinningen i typområdet större än avrinningen i de tre delavrinningsområdena under sen höst och vinter. Under vår och sommar varierar avrinningen i typområdet och är både större och mindre än avrinningen i de tre delavrinningsområdena beroende på år och delavrinningsområde.

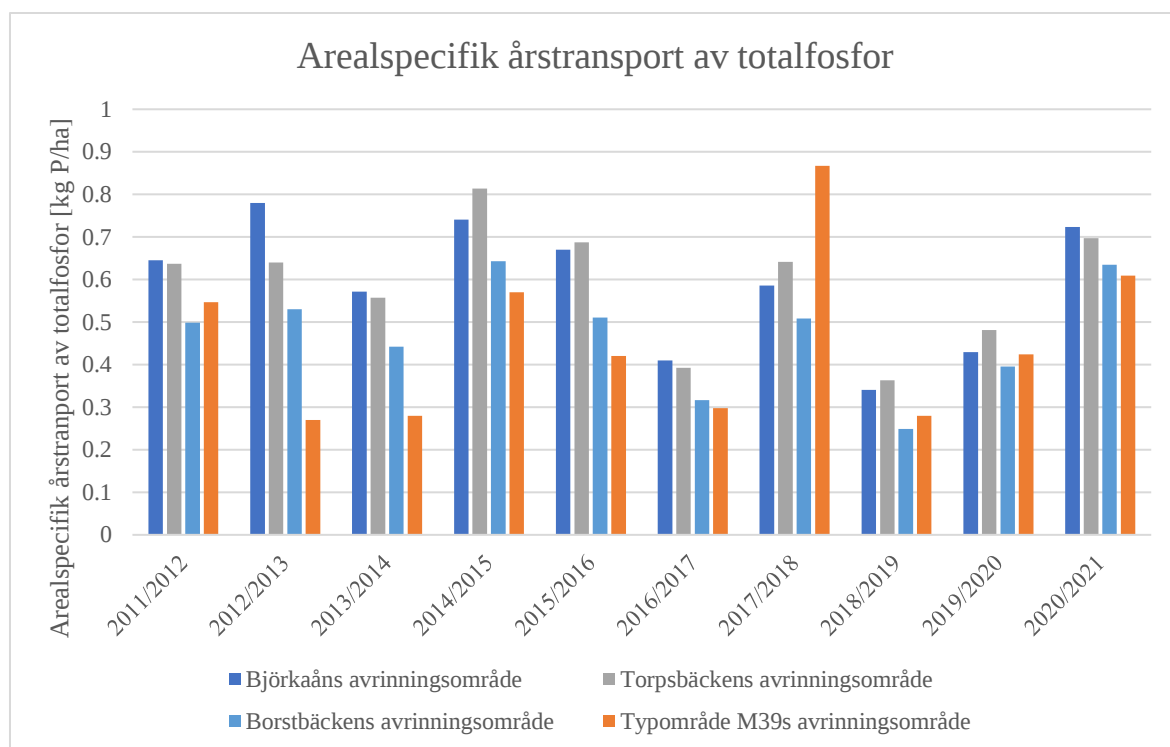


Figur 21. Specifik avrinning i Björkaåns avrinningsområde per månad. Den specifika avrinningen i typområdet M39 är erhållen från Datavärdschap Jordbruksmark (2023).

4.5 Arealspecifik årstransport av totalfosfor

Enligt modellen var den arealspecifika årstransporten av totalfosfor till Björkaån som högst 2012/2013 och låg då på 0,78 kg P/ha (Figur 22). Den lägsta arealspecifika årstransporten erhöles 2018/2019 med ett värde på 0,34 kg P/ha. För Torpsbäcken var motsvarande siffror 0,81 kg P/ha 2014/2015 respektive 0,36 kg P/ha 2018/2019. För Borstbäcken erhöles den största arealspecifika årstransporten av totalfosfor 2014/2015 och var då 0,64 kg P/ha. Den lägsta arealspecifika årstransporten erhöles 2018/2019 med ett värde på 0,25 kg P/ha. Den arealspecifika årstransporten av totalfosfor är högre i Björkaån och Torpsbäckens delavrinningsområde jämfört med typområde M39 för samtliga agrohydrologiska år med undantag för 2017/2018. Borstbäcken erhöles lägre värden än typområde M39 under åren 2011/2012, 2017/2018, 2018/2019 och 2019/2020. Under samtliga år erhöles de tre delavrinningsområdena en arealspecifik årstransport av totalfosfor som ligger inom samma storleksordning som i typområde M39.

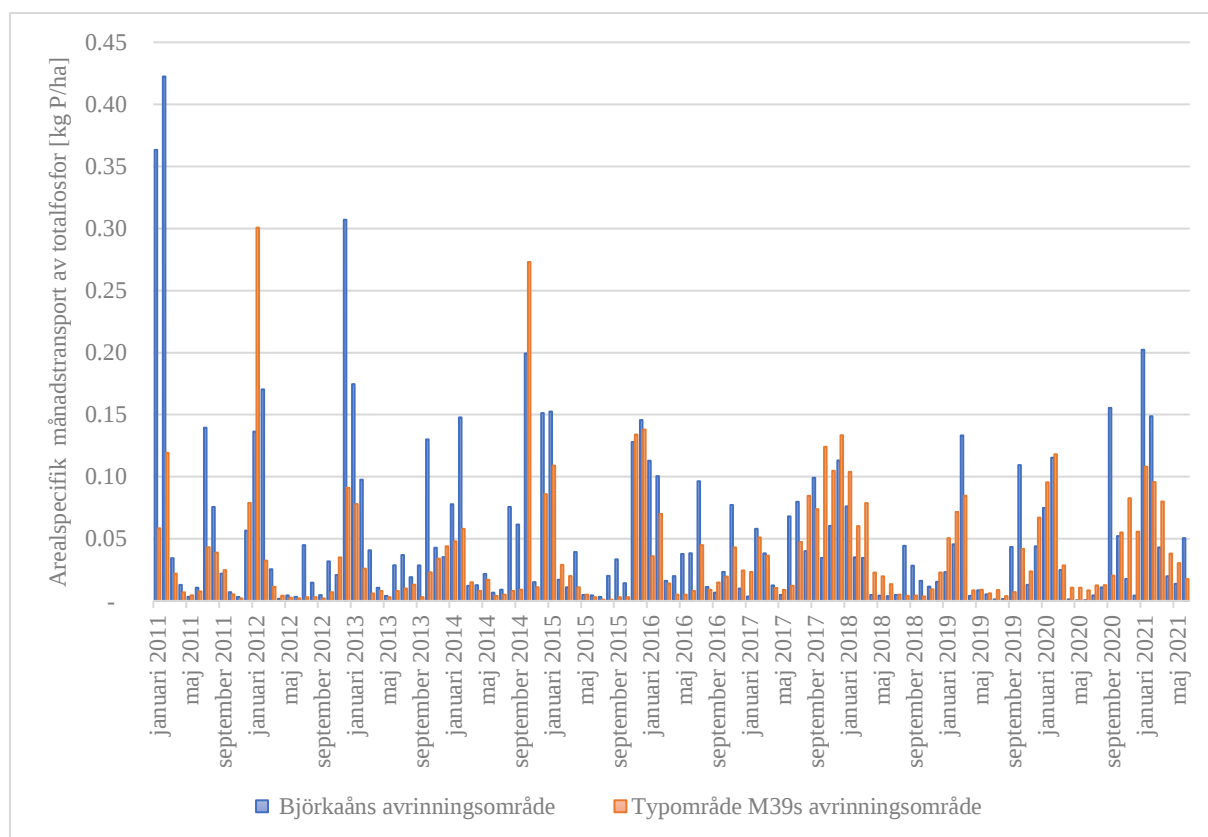
Arealspecifik årstransport fanns endast beräknat fram till 2020/2021 i typområde M39, därav finns 2021/2022 inte med.



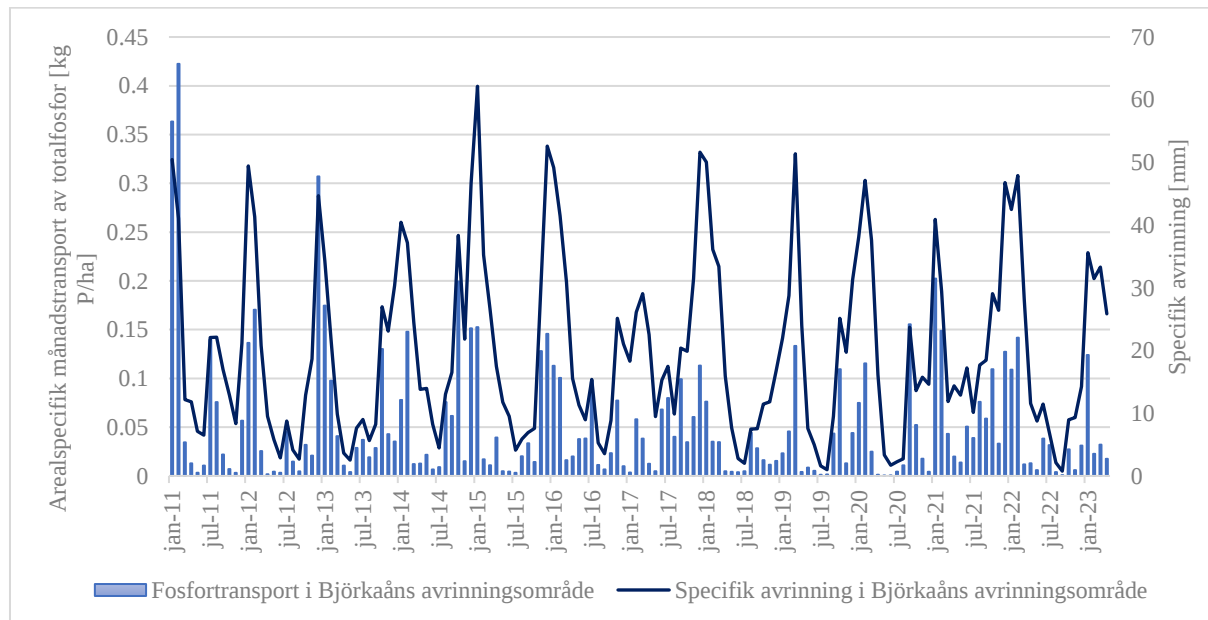
Figur 22. Modellerad arealsspecifik årstransport av totalfosfor från Björkaåns, Torpsbäckens och Borstbäckens avrinningsområde. Arealsspecifik årstransport från typområde M39s avrinningsområde är erhållen från Datavärdschap Jordbruksmark (2023).

4.6 Arealsspecifik månadstransport av totalfosfor

Björkaån erhåller den högsta arealsspecifika månadstransporten av totalfosfor vid simuleringens start. I januari 2011 simuleras en arealsspecifik månadstransport på 0,36 kg P/ha och i februari 2011 0,42 kg P/ha (Figur 23). Generellt erhålls de högsta arealsspecifika månadstransporterna under december, januari och februari under simuleringen. Höga värden erhålls även i juli och oktober somliga år i Björkaåns avrinningsområde. De höga fosfortransporterna sammanfaller med hög specifik avrinning (Figur 24). Den arealsspecifika månadstransporten i typområde M39 och i Björkaåns avrinningsområde ligger inom samma storleksordning men magnituderna skiljer sig åt mellan månaderna. Liknande mönster kan ses vid jämförelse av Torpsbäckens och Borstbäckens avrinningsområde med typområde M39 i appendix 6.6.



Figur 23. Areal specifik månadstranport av totalfosfor från Björkaåns avrinningsområde och från typområde M39s avrinningsområde. Areal specifik månadstranport från typområde M39s avrinningsområde är erhållen från Datavärdsckap Jordbruksmark (2023).



Figur 24. Areal specifik månadstranport av totalfosfor i Björkaåns avrinningsområde och tillhörande specifik avrinning.

5 Diskussion

I följande avsnitt diskuteras resultat och metod följt av framtida användningsområden och slutsats.

5.1 Resultatdiskussion

Syftet med projektet var att skapa en modell över Vombsjöns avrinningsområde och utifrån modellen avgöra hur mycket fosfor som tillförs sjön via de tre största vattendragen. Syftet var även att utvärdera hur bra modellen simulerar fosfortillförseln. Två frågeställningar lade grunden för arbetet vilka presenteras och diskuteras nedan.

5.1.1 Frågeställning 1

Hur mycket totalfosfor tillförs Vombsjön via de tre huvudvattendragen Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken enligt modellen?

Enligt SWAT+-modellen tillfördes Vombsjön i medeltal 25 ton totalfosfor per agrohydrologiskt år via de tre huvudvattendragen. Medelvärdet är beräknat för de åren som simuleringen gjordes, det vill säga från 2011/2012 till 2021/2022. Den årliga transporten var som störst med en belastning på 37 ton 2021/2022. År 2018/2019 var årstransporten som lägst med en belastning på 14 ton totalfosfor. Fosforförlusterna från svensk åkermark har beräknats till 0,4 kg/ha·år (Jordbruksverket 2008). Med den fosforförlusten hade 17 ton totalfosfor tillförts Vombsjön via Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken. Fosforförlusterna i Vombsjöns avrinningsområde är alltså i medeltal större än vad som generellt kan förväntas förloras från svensk åkermark. Fosforförlusternas variation är dock stor och enligt långtidsmedelvärden (avseende perioden 2005/2006 – 2019/2020) från jordbruksdominerade typområden runt om i Sverige kan den totala förlusten fosfor variera mellan 0,08 kg/ha·år och 1,68 kg/ha·år (Linefur et al. 2023), vilket skulle ge en årlig fosforförlust till Vombsjön mellan 3 och 70 ton. I Skåne varierade långtidsmedelvärdet mellan 0,41 kg/ha·år och 0,58 kg/ha·år (Linefur et al. 2023), vilket skulle motsvara en fosfortillförsel till Vombsjön mellan 17 ton/år och 24 ton/år. Medelvärdet för fosfortransporten till Vombsjöns avrinningsområde beräknas till 25 ton/år enligt SWAT+-modellen, vilket är något högre än typområden i Skåne.

Om hela avrinningsområdet hade varit klassat med tillståndet *Mycket höga fosforförluster*, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder sammanställda i Tabell 1, hade fosfortillförseln

till Vombsjön varit mellan 13 och 26 ton per år. Fosforförluster i den storleksordningen kan ske på *Erosionsbenägen åkermark*. Om fosfortillförseln är större än 26 ton per år motsvarar detta *Extremt höga fosforförluster*. Fyra av 11 undersökta agrohydrologiska år klassas fosforförlusterna som *Extremt höga fosforförluster* och övriga sju år klassas fosforförlusterna som *Mycket höga fosforförluster* i Vombsjöns avrinningsområde. Detta visar på att fosforförlusterna generellt är mycket höga till extremt höga enligt resultat från SWAT+-modellen, men att de ligger inom samma intervall som har uppmätts på typområden runt om i Sverige.

Modellen som Sundahl et al. (2008) gjorde över Vombsjöns avrinningsområde gav resultat att den totala fosforbelastningen var 25 ton totalfosfor per år och där 84 % (21 ton totalfosfor) utgjordes av belastning från diffusa källor. Projektet genomfördes 2007–2008 och syftade till att modellera de dåvarande förhållandena och belastningarna i avrinningsområdet. Vilka år som simulerades anges ej (Sundahl et al. 2008). Enligt Ekologgruppens faktasammanställning är medelvärdet av den externa fosforbelastningen 10,4 ton fosfor per år för åren 1999-2015 (Ekologgruppen 2017). SWAT+ modellen ger i medeltal något högre extern fosforbelastning jämfört med Sundahl et al. (2008) och betydligt högre jämfört med Ekologgruppen (2017).

Enligt SWAT+-modellen bidrar Björkaån i medeltal med 79 % av den totala årstransporten av totalfosfor från de tre huvudvattendragen. Torpsbäcken står för 11 % och Borstbäcken står för 10 %. Den procentuella fördelningen stämmer väl överens med den fördelning som Sundahl et al. (2008) erhöll från sin modell. Då stod Björkaån för 79 %, Torpsbäcken för 11 % och Borstbäcken för 9 % av mängden tillförd totalfosfor (Sundahl et al. 2008). Ekologgruppen (2017) beräknar att 76 % av fosfor tillkommer från Björkaån, 11 % från Torpsbäcken och 6 % från Borstbäcken samt att övriga 7 % tillkommer från övriga vattendrag och nederbörd. Vid jämförelse med Ekologgruppens procentuella fördelning stämmer även dessa bra överens med SWAT+ modellens fördelning.

Den procentuella fördelningen av fosfortillförsel mellan de tre vattendragen kan antas vara rimliga för SWAT+ modellen, medan årstransporten av totalfosfor kan antas vara överestimerade, om man jämför med de tidigare undersökningarna som gjorts i området. De beräkningar som ligger till grund för Ekologgruppens sammanställning skulle å andra sidan även kunna underestimera fosfortransporten. De beräknade ingående fosformängderna i Vombsjön är baserad på mätdata från Kävlingeåns vattenvårdsförbund och SMHI. Då

provtagningen av fosforkoncentrationen inte sker kontinuerligt finns det en risk att tillfällen med höga fosforkoncentrationer missas och därmed underestimeras transporten om den beräknas fram med linjär interpolation. Att utveckla en modell kan därmed vara till fördel då dessa luckor kan undvikas, samt att simuleringar av framtida inflöden av växtnäringsämnen kan kvantifieras. I modellen som Sundahl et al. (2008) gjort, simuleras inte samma år som i SWAT+ modellen. Avrinningen kan vara större under de simulerade åren i SWAT+modellen och därmed blir fosfortransporten även högre. Detta kan vara en förklaring till varför SWAT+ ger ett något högre medelvärde av årlig fosfortransport.

5.1.2 Frågeställning 2

Ger en SWAT+-modell över Vombsjöns avrinningsområde representativa totalfosfortransporter vid jämförelse med miljöövervakning?

Typområde M39 användes för att undersöka om SWAT+ modellen gav rimliga simuleringar av totalfosfor. Typområde M39 valdes eftersom det ligger i Götalands mellanbygder i Skåne, precis som Vombsjöns avrinningsområde till största del också gör. De arealspecifika års- och månadstransporterna av totalfosfor ligger inom samma storleksordning vid jämförelse mellan de tre huvudvattendragen och typområde M39, men magnituderna skiljer sig mer eller mindre åt mellan olika år och månader.

Att resultaten skiljer sig åt kan förklaras av att typområde M39 troligtvis inte ligger i Vombsjöns avrinningsområde. Bland annat så skiljer sig årsavrinningen mellan Typområde M39 och de tre huvudvattendragens delavrinningsområden, där årsavrinningen är större i typområdet för samtliga undersökta år. Skillnaden är som störst under det agrohydrologiska året 2020/2021 då den specifika avrinningen var 340 mm större i typområdet jämfört med i Björkaåns avrinningsområde. Motsvarande siffra var 360 mm och 310 mm för Torpsbäcken och Borstbäcken. Linefur et al. (2023) skriver ”Årsavrinningen har varit orimligt stor de senaste åren i typområde M39 och O17, vilket kan bero på att nuvarande mätning överskattar flödet i bäcken.”. En risk finns alltså att vattenföringen i typområdet anges vara högre än den i själva verket är, vilket i sin tur även skulle ge överestimerade fosfortransporter. Hur många år det rör sig om och hur stor påverkan på årsavrinningen och fosfortransporten kan tänkas vara nämns inte. En rimlighetsbedömning kan göras genom att jämföra den procentuella fördelningen mellan nederbörd och avrinning i typområde M39. Under det agrohydrologiska året 2017/2018 blev 82 % av nederbörden till avrinning. Detta är en orimligt hög avrinning

jämfört med nederbörden, vilket tyder på att mätutrustningen i typområdet överskattar avrinningen. Med samma resonemang erhåller 2019/2020 och 2020/2021 också en orealistiskt hög avrinning jämfört med nederbörden då 71 % respektive 81 % av nederbörden blev till avrinning. Under året 2018/2019 blev 46 % av nederbörden till avrinning, vilket är en mer realistisk fördelning. Det ska dock poängteras att nederbörden som används vid jämförelsen är erhållen från SWAT+-modellen över Vombsjöns avrinningsområde. Det är svårt att dra någon slutsats om exakt när mätutrustningen eventuellt började ge överestimerade vattenföringar eftersom 2017/2018 gav orealistiska resultat men följande år (2018/2019) gav mer realistiska resultat för att sedan bli mer orealistiska igen för åren 2019/2020 och 2020/2021.

Enligt SMHIs vattenbalans över Vombsjöns avrinningsområde den senaste normalperioden (år 1991-2020) är nederbörden 903 mm/år varav 595 mm/år avgår som evapotranspiration och 308 mm/år blir till avrinning (SMHI u.å.b). I medel blir alltså 34 % av nederbörden till avrinning i Vombsjöns avrinningsområde enligt den senaste normalperioden. Denna fördelning stämmer relativt väl överens i de tre delavrinningsområdena till Vombsjön. Enligt resultat från SWAT+-modellen blir i medel 32 % av nederbörden till avrinning i Björkaåns avrinningsområde, 28 % av nederbörden blir till avrinning i Torpsbäckens avrinningsområde och motsvarande fördelning är 35 % i Borstbäckens avrinningsområde (Tabell 9). Den procentuella fördelningen mellan nederbörd och avrinning kan anses vara representativ i SWAT+modellens simuleringar, men magnituderna på nederbörden och därmed även avrinningen är mindre för de simulerade åren jämfört med normalperioden.

Differensen mellan årsavrinningen i typområde M39 och de tre huvudvattendragens delavrinningsområden är ungefär densamma från 2011/2012 till och med 2015/2016 och sedan ökar differensen. Avrinningen är större i typområde M39 för samtliga år. En förklaring kan vara att nederbörden skiljer sig mellan områdena där nederbörden i typområde M39 är större än i Vombsjöns avrinningsområde. En annan förklaring kan vara att SWAT+ modellen underestimerar vattenföringen. Vid jämförelse mellan observerad och simulerad vattenföring i Eggelstad är den simulerade vattenföringen konstant mindre än den observerade vid de högre flödena som inträffar under höst och vinter. Detta förklarar varför avrinningen är mindre i Vombsjöns delavrinningsområden jämfört med typområdet. En anledning till att observerad och simulerad vattenföring i Eggelstad skiljer sig åt i magnitud skulle kunna bero på att nederbörden i verkligheten är större i Vombsjöns avrinningsområde än vad som används som

indata i modellen. Under normalperioden (år 1991–2020) var nederbörden i Vombsjöns avrinningsområde 903 mm/år enligt SMHI (u.å.b). Under de agrohydrologiska åren (2011/2012 – 2020/2021) var nederbörden i medel 718 mm/år, det vill säga nära 200 mm mindre än under normalperioden.

Avrinningen på månadsbasis är generellt större i typområde M39 än i delavrinningsområdena. Trots att magnituderna skiljer sig åt så följer den månatliga avrinningen samma dynamik med högre avrinning under höst och vinter och lägre avrinning under vår och sommar. Generellt är avrinningen i typområdet betydligt större än avrinningen i de tre delavrinningsområdena under sen höst och vinter. Under vår och sommar är avrinningen i typområdet både större och mindre än avrinningen i de tre delavrinningsområdena beroende på år och delavrinningsområde.

Arealspecifik årstransport och månadstransport av totalfosfor har jämförts mellan delavrinningsområdena och typområdet M39. De högsta månadstransporterna av totalfosfor i Björkaåns avrinningsområde erhålls generellt under december – februari. Det är även under dessa månader som den specifika avrinningen är som störst. Ett samband mellan hög fosfortransport och stor specifik avrinning ses tydligt i Figur 24.

Arealspecifika årstransporten är generellt högre i delavrinningsområdena än i typområdet M39, trots att avrinningen är större i typområdet. En förklaring kan vara att SWAT+-modellen överestimerar fosfortransporten. Detta skulle kunna bero på att ytavrinningen ökade under kalibreringen när CN2 ökade med 50 %. Med ökad ytavrinning ökar även transporten av fosfor från de översta 10 mm i jordprofilen till vattendragen (SWAT+ 2022i). Andra förklaringar till varför modellen överestimerar fosfortransporten kan vara att grödorna i modellen inte tar upp en representativ mängd av den fosfor som tillförs åkermarken. Om en större mängd gödning tillförs än vad som tas upp av grödorna ökar risken för fosforförluster. Det kan också vara så att fosfors fastläggning i markprofilen underestimeras eller att den retention som sker i vattendragen underestimeras i modellen. Dessutom kan det vara så att de åtgärder som tillsatts i Vombsjöns avrinningsområde för att minska fosforläckaget inte representeras tillräckligt väl i modellen och därmed blir fosfortransporten större i modellen än vad den är i verkligheten.

En alternativ förklaring kan vara att fosfortransporten underestimeras i typområdet. Beräkningarna som har gjorts utgår ifrån linjär interpolation mellan uppmätta fosforkoncentrationer vart 14:e dag. Fosforläckaget och därmed transporten kan vara stor under korta sekvenser. Exempelvis kan ett kraftigt skyfall kort efter applicering av gödsel riskera att föra med sig stora mängder fosfor. Risken finns att mätningar inte görs vid dessa tillfällen och därmed riskerar stora fosfortransporter att missas när mätningar endast görs var 14:e dag.

Så som SWAT+ modellen ser ut idag är det svårt att dra någon slutsats om modellen ger representativa fosfortransporter eller inte. En förutsättning för att kunna jämföra typområde M39 och delavrinningsområdena i Vombsjön är att fosforförlusterna antas vara lika stora och ske samtidigt. Linefur et al. (2023) skriver att typområdena kan ge data för validering av modeller för utlakning från åkermark. Typområde M39 är 680 ha stort medan Vombsjöns avrinningsområde är nära 45 000 ha stort. Den finns en större variation och komplexitet i Vombsjöns avrinningsområde exempelvis vad gäller vegetationstyper, grödfördelning och jordarter jämfört med typområdet. Detta påverkar såklart hydrologin och därmed även fosforförlusterna. Med detta i åtanke går det endast att yttra sig om storleksordningen av fosforförlusterna mellan typområdet och delavrinningsområdena, som ligger inom samma magnitud.

5.2 Metoddiskussion

Alla modeller är förenklingar av verkligheten. En modell kan aldrig bli bättre än den data som bygger upp modellen. Det är viktigt att ha detta i åtanke och vara medveten om vilka styrkor och svagheter en modell har. Samtidigt kan även en relativt enkel modell ge en fingervisning om var fosforläckaget skulle kunna vara som mest problematiskt. Dock kräver även enklare modeller att mätdata finns tillgänglig för att modellen ska kunna kalibreras och valideras.

Vid modellering med SWAT+ krävs ett stort omfång av data så som topografi, jordarter och markfysikaliska data, markanvändning och väderdata. Dessutom krävs mätdata över vattenföring samt näringsämnen för kalibrering och validering. Finns all data tillgänglig kan detta ses som en styrka hos modellen. Om så inte är fallet behöver data insamlas från annat håll alternativt att förenklingar och antagande behöver göras vilket kan leda till felaktigheter.

5.2.1 Väderstationer

SWAT+ modellen använder två olika väderstationer, Hörby och Vomb, som båda ligger utanför avrinningsområdet. Den norra delen av avrinningsområdet använder Hörbys väderdata i beräkningarna och de södra delarna använder Vombs väderdata. Det finns variation mellan uppmätt nederbörd i Hörby och Vomb, där den årliga nederbörden i Hörby är högre för samtliga undersökta år. I verkligheten finns naturligtvis en variation även i öst-västlig riktning i avrinningsområdet som inte finns representerad i modellen.

I Hörby finns nästintill all nödvändig väderdata (nederbörd, temperatur, relativ luftfuktighet och vindhastighet), medan Vombs väderstation endast mäter nederbörden. Solinstrålningen mäts varken i Hörby eller Vomb, varpå denna data simuleras utifrån vädergeneratoren. Vidare har temperatur, relativ luftfuktighet och vindhastighet simulerats utifrån vädergeneratoren för att komplettera väderdatan för Vombs station. Med detta i åtanke hade det varit önskvärt att upprätta en väderstation inom Vombsjöns avrinningsområde som mäter samtliga väderdata. Ett alternativ är att upprätta en fiktiv väderstation i avrinningsområdet genom interpolation mellan flera olika befintliga väderstationer.

5.2.2 Markanvändning

En modell behöver uppdateras allteftersom förändringar i avrinningsområdet sker. Ett jordbruksdominerat avrinningsområde är relativt dynamiskt eftersom olika grödor odlas varje år där somliga grödor kräver mer växtnäring än andra. I nuläget odlas samma gröda på samma HRU under hela simuleringen, det vill säga det finns ingen växtföljd. För att bättre representera verkligheten kan jordbruksskiftet från SAM-ansökan för olika år användas för att upprätta en representerativ växtföljd. Vilken typ av gödselmedel som används (mineralgödsel eller olika typer av naturgödsel) varierar mellan olika gårdar beroende på om de har djur eller endast växtodling. Även denna aspekt kan läggas in i modellen om data över djurgårdar och djurslag inhämtas. I takt med att nya åtgärder implementeras i avrinningsområdet, exempelvis våtmarker och skyddzoner, behöver även dessa läggas in i modellen. Modellen kräver därmed en kontinuerlig uppdatering för att på bästa sätt representera verkligheten.

5.2.3 Kalibrering och validering

Den hydrologiska modellen kalibreras och valideras endast mot en mätpunkt i avrinningsområdet. Eggelstad är den enda mätstationen i Vombsjöns avrinningsområde där vattenföringen mäts. Automatisk kalibrering kunde inte utföras, på grund av tekniska problem, varpå en manuell kalibrering utfördes istället. Innan kalibreringen var toppflödena för låga (Figur 16). Enligt Abbaspour et al. (2015) ger en ökning av CN2 ökade toppflöden. När CN2 ökades med 50 % erhöles högre toppflöden under kalibreringsperioden och ett NSE på 0,58 vilket motsvarar en godtagbar hydrologisk modell och R^2 på 0,8 vilket motsvarar en mycket bra hydrologisk modell enligt Tabell 2 i avsnitt 2.2.2. Vid valideringen sjönk NSE till 0,45 vilket motsvarar en acceptabel hydrologisk modell och R^2 sjönk till 0,74 vilket fortsatt motsvarar en mycket bra hydrologisk modell. En förklaring till varför modellen inte fångar toppflödena kan vara att avrinning från täckdiken inte fungerade i modellen, trots att täckdiken är implementerade på 44 % av HRU klassade som åkermark i modellen. Varför täckdikningen inte gav något vattenflöde i modellen är inte fastställt. Hur stor påverkan en fungerande täckdikning hade haft på vattenföringen är svårt att säga. Mer permeabla jordar kan ge högre toppflöden om de är täckdikade medan mindre permeabla jordar istället kan ge lägre toppflöden om de är täckdikade (Robinson 1990; Van Meter et al. 2016). För att erhålla en bättre hydrologisk modell måste dräneringen i modellen fungera. Eftersom Vombsjöns avrinningsområde är jordbruksdominerat är en väsentlig del av åkermarken högst troligt täckdikad och är således en potentiell transportväg för fosfor. För att kartlägga exakt placering av täckdikningen kan dikeshandlingar användas.

Neitsch et al. (2011) poängterar vikten av att ha en representativ hydrologisk modell för att prediktera hur föroreningar, sediment och näringsämnen sprids och transporteras i ett avrinningsområde. Schmalz et al. (2008) påpekar att snabbt flöde genom täckdikena förändrar den naturliga hydrologin vilket både påverkar vattenbalansen samt vattenkvaliteten. Med detta i åtanke bör analysen av fosfortransporter göras med försiktighet eftersom den hydrologiska modellen inte lyckas simulera de höga vattenflödena under höst och vinter till rätt magnituder.

Vattenföringen bör mätas dagligen i de tre huvudvattendragen för att man tillsammans med uppmätta fosforkoncentrationsmätningar ska kunna beräkna fosfortransporten med samma metodik som använts i typområde M39. Denna typ av information är viktig för att kunna kalibrera och validera modellen. För att förbättra modellen bör vattenföringen kalibreras och

valideras på dagligt tidssteg istället för månadsbasis och fler parametrar bör ingå i kalibreringen. En automatisk kalibrering hade underlättat kalibreringsarbetet. Vidare borde modellen även kalibreras mot fler mätstationer i avrinningsområdet, men i dagsläget finns det endast en vattenföringsstation (Eggelstad) i avrinningsområdet. Modellen bör även kalibreras och valideras mot uppmätta halter fosfor i avrinningsområdets tre huvudvattendrag alternativt mot framräknad fosfortransport. Kalibrering och validering av fosfortransporten bör göras för totalfosfor, partikulär fosfor samt löslig fosfor för att erhålla en representativ fördelning mellan de olika fosforformerna.

En tumregel som finns vad gäller fosforförluster från åkermark är att ”90 % av förlusterna av fosfor från åkermarken kan ske från 10 % av arealen under 1 % av tiden.” (Eriksson et al. 2011). Denna tumregel summerar vikten av att erhålla både en spatial och tidsmässigt hög upplösning på modellen för att kunna yttra sig om var och när fosforförluster från åkermark sker.

5.3 Framtida användningsområden för modellen

En stor fördel med att använda sig av en modell jämfört med att endast använda mätdata är att olika scenarion kan modelleras. En modell med tillräckligt hög rumslig och tidsmässig upplösning kan vara ett kraftfullt verktyg vid arbete med komplexa processer så som fosforläckage.

Vidare analyser kan göras kring fosforläckage när en kalibrerad och validerad modell är erhållen, bland annat genom att områden som löper större risk för fosforläckage kan kartläggas i Vombsjöns avrinningsområde. Därefter kan olika typer av åtgärder implementeras i modellen för att utvärdera dess effekt. Exempelvis kan våtmarker i olika storlek och på olika platser implementeras i avrinningsområdet för att utvärdera om och var de gör mest nytta för att minska fosfortransporten i vattendragen.

Med de rådande klimatförändringarna finns ett intresse att kartlägga hur fosforläckaget kan komma att se ut i framtiden. Modellen kan, med vidare bearbetning, användas som ett verktyg för att visualisera detta. Vid implementering av nya åtgärder bör klimatförändringarnas påverkan tas i beaktning för att åtgärderna på lång sikt ska fungera effektivt i ett föränderligt

klimat. Att rätt typ av åtgärd implementeras på rätt plats är av yttersta vikt för att ett säkert dricksvatten även ska gå att producera i framtiden.

5.4 Slutsats

- Resultat från SWAT+ modellen visar att Vombsjöns externa fosforbelastning i genomsnitt är 25 ton totalfosfor per agrohydrologiskt år via de tre huvudvattendragen Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken. Medelvärdet är beräknat på simuleringar gjorda under åren 2011/2012 till 2021/2022 och belastningen varierar mellan 14 – 37 ton totalfosfor för de undersökta åren. I medeltal kommer 79 % av den totala årstransporten av totalfosfor till Vombsjön via Björkaån, 11 % via Torpsbäcken och 10 % via Borstbäcken.
- För att avgöra om SWAT+ modellen gav representativa fosfortransporter vid jämförelse med miljöövervakning jämfördes simulerad arealspecifik månadstransport och årstransport av totalfosfor med typområde M39. Storleksordningen var densamma för de tre delavrinningsområdena och typområde M39 men variationen är fortsatt stor för somliga år samt månader. För att med större säkerhet avgöra hur bra modellen simulerar fosfortransporten behöver modellen vidareutvecklas, samt kalibreras och valideras mot uppmätt data ifrån Vombsjöns avrinningsområde.

Referenser

- Abbaspour, K.C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H. & Kløve, B. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, 524, 733–752. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>
- Andersson, E., Frostgård, G., Hjelm, E., Kvarmo, P., Lish, U. & Malgeryd, J. (2022). *Rekommendationer för gödsling och kalkning 2023*. (Jordbruksinformation 15-2022). Jordbruksverket.
- Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., Haney, E.B. & Neitsch, S.L. (2012). Input/output documentation Version 2012. Texas Water Resources Institute. <https://swat.tamu.edu/media/69296/swat-io-documentation-2012.pdf> [2023-10-12]
- Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, P., Johnsson, H. & Wesström, I. (2019). Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme.
- Berglund, K., Berglund, Ö. & Bjureus, A.G. (2002). Marstrukturindex - ett sätt att bedöma jordarnas fysikaliska status och odlingssystemets inverkan på markstrukturen.
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. & Ulén, B. (2007). *Fosfor från Jordbruksmark till Vatten - tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv*. (Rapport MAT 21 nr 2/2007). Institutionen för Markvetenskap och Institutionen för Miljöanalys.
- Datavärdskap Jordbruksmark (2023). Databas SLU Jordbruksvatten version 2023:2. www.slu.se/jordbruksvatten [2023-11-13]
- Djodjic, F. & Markensten, H. (u.å.). Beräkning av erosionsriskkartor för åkermark som underlag för utvärdering av skyddszonernas placering. SLU, Institutionen för vatten och miljö.
- Ekologgruppen (2010). *Riskområden för höga fosforförluster via ytavrinning och vattenerosion från åker – en tillämpning av det Danska P-index*. https://catalog.lansstyrelsen.se/store/18/resource/2010_31 [2023-12-10]
- Ekologgruppen (2011). Vombsjön. Länsstyrelsen i Skåne län. <https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/54868/Vombsj%C3%B6n.pdf> [2023-10-19]
- Ekologgruppen (2017). Vombsjön - Faktasammanställning 2017. https://kavlinge.se/rapporter/Vombsjoen_Faktasammastallning_2017_03_30.pdf [2023-10-19]
- Eriksson, A.K. (2016). *Phosphorus speciation in Swedish agricultural clay soils*. (ISBN (electronic version) 978-91-576-8553-7). Department of Soil and Environment.

Eriksson, B. (1981). *Den ”potentiella” evapotranspirationen i Sverige*. | SMHI. SMHI. <https://www.smhi.se/publikationer/den-potentiella-evapotranspirationen-i-sverige-1.7226> [2023-12-04]

Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Upplaga 1:6. Studentlitteratur.

Fölster, J., Kyllmar, K., Wallin, M. & Hallgren, S. (2012). *Kväve- och fosfortrender i jordbruksvattendrag Har åtgärdena gett effekt?* (Rapport 2012:1). Institutionen för vatten och miljö, SLU. https://pub.epsilon.slu.se/13165/1/folster_j_et_al_160314.pdf [2023-11-06]

Golmohammadi, G., Prasher, S., Madani, A. & Rudra, R. (2014). Evaluating Three Hydrological Distributed Watershed Models: MIKE-SHE, APEX, SWAT. *Hydrology*, 1 (1), 20–39. <https://doi.org/10.3390/hydrology1010020>

Greppa näringen (2018). Gödsla rätt med fosfor. <https://greppa.nu/download/18.7311bc90176430fc5e62d335/1607505223674/greppa-naringen-praktiskt-rad-27-godsla-med-ratt-fosfor.pdf> [2023-11-02]

Havs- och vattenmyndigheten (2022). Ingen övergödning - Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen 2023. *Rapport 2022:16*, ISBN: 978-91-89329-45-4

Havs- och vattenmyndigheten (2023). *Koll från ovan på giftiga alger*. Havs- och vattenmyndigheten. [text]. <https://www.havochvatten.se/arkiv/aktuellt/2023-10-27-koll-fran-ovan-pa-giftiga-alger.html> [2023-12-13]

Hussain, M.Z., Hamilton, S.K., Robertson, G.P. & Basso, B. (2021). Phosphorus availability and leaching losses in annual and perennial cropping systems in an upper US Midwest landscape. *Scientific Reports*, 11 (1), 20367. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99877-7>

Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A. & Blombäck, K. (u.å.). NLeCCS – ett system för beräkning av läckage av näringsämnen från åkermark.

Jordbruksverket (2015). Nationell jordartskartering Matjordens egenskaper i åkermarken

Jordbruksverket (2017). Dränering av jordbruksmark 2016 - Slutlig statistik. SCB. https://www.scb.se/contentassets/810ce08bb6504099ba0798e3e149bfde/jo0112_2016a01_sm_jo41sm1701.pdf [2023-10-17]

Jordbruksverket (2018). Täckdikning - för bättre skörd och miljö. https://www2.jordbruksverket.se/download/18.22f857168258cec43743c4/1546955166480/jo18_2.pdf [2023-12-06]

Jordbruksverket (2019). *Åtgärder för minskade växtnäringsförluster från jordbruket*. <https://www2.jordbruksverket.se/download/18.643c21e416b9421f4f8a6b91/1561709797248/ovr125v3.pdf> [2023-10-03]

Jordbruksverket (2021). *Jordbruksmarkens användning 2020. Slutlig statistik*. [text]. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella->

statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2021-02-03-jordbruksmarkens-anvandning-2020.-slutlig-statistik [2023-10-26]

Jordbruksverket (2022a). *Sprida gödsel*. [text].
<https://jordbruksverket.se/vaxter/odling/vaxtnaring/sprida-godsel> [2023-10-03]

Jordbruksverket (2022b). *Övergödning och läckage av växtnäring*. [text].
<https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring> [2023-11-27]

Jordbruksverket (2023a). *Block och blockareal*. [text].
<https://jordbruksverket.se/stod/jordbruk-tradgard-och-rennaring/sam-ansokan-och-allmant-om-jordbrukarstoden/block-och-blockareal> [2023-10-26]

Jordbruksverket (2023b). *Det här är SAM-ansökan*. [text].
<https://jordbruksverket.se/stod/jordbruk-tradgard-och-rennaring/sam-ansokan-och-allmant-om-jordbrukarstoden/det-har-ar-sam-ansokan> [2023-10-26]

Jordbruksverket (2023c). *Kartor med information om svensk åkermark*. [text].
<https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/kartor-med-information-om-svensk-akermark> [2023-10-12]

Jordbruksverket (u.å.). *Grodkodslista-2023.xlsx - Microsoft Excel Online. Grödkodslista för SAM-ansökan 2023*.
<https://onedrive.live.com/edit.aspx?resid=7442EA4599065F4D%211061&app=Excel&wdnd=1&wdPreviousSession=562f8267-a82d-41f3-83d4-271a89b57cf7> [2023-10-03]

Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulén, B. & Johnsson, H. (2006). Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115 (1–4), 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.12.004>

Lantmäteriet (u.å.). *Geotorget*.
<https://geotorget.lantmateriet.se/geodataprodukter/markhojdmodell-nedladdning-grid-50> [2023-12-10]

Linefur, H., Norberg, L., Kyllmar, K. & Blomberg, M. (2023). *Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2021/2022*. (Ekohydrologi 180). Institutionen för mark och miljö, SLU.

Länsstyrelsen Skåne (u.å.). *Dikningsföretag. Vatten och Klimat*. <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=67ddc48a71184e899b1b1f6d4066b2fb> [2023-10-12]

Löwenström, C.V. & Hussain, S.H. (2017). *Hydrological and microbial modelling using Soil and Water Assessment Tool*. (Examensarbete, BOMX02-17-79). Chalmers University of Technology. <https://odr.chalmers.se/server/api/core/bitstreams/fb5ec154-fe18-4cbe-91c4-297e8c31ffa0/content> [2023-09-07]

Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D. & Veith, T.L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed

Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph*, 50(3): 885-900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153> [2023-12-05]

Naturvårdsverket, N. (2023). Nationella marktäckedata 2018 – basskikt. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4a43ca/contentassets/37e8b38528774982b5840554f02a1f81/produktbeskrivning-nmd-2018-basskikt-v2-2.pdf> [2023-03-10]

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. & Williams, J.R. (2011). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009*. (Technical Report No. 406). Texas Water Resources Institute. <https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf> [2023-11-27]

N'guessan, J.-Y.K., Adahi, B.M., Konan-Waidhet, A.B., Kra, J.L., Koffi, B., Habel, M., Brou, D., Hironobu, S. & Assidjo, E.N. (2023). Using the SWAT+ model to assess the conditions of water inflow to a reservoir in an uncontrolled agricultural catchment. Case Study of the Nanan Reservoir in the Lake Taabo catchment (Côte d'Ivoire). *Ecohydrology & Hydrobiology*, S1642359323000861. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.08.002>

Oduor, B.O., Campo-Bescós, M.Á., Lana-Renault, N., Kyllmar, K., Mårtensson, K. & Casali, J. (2023). Quantification of agricultural best management practices impacts on sediment and phosphorous export in a small catchment in southeastern Sweden. *Agricultural Water Management*, 290, 108595. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108595>

Robinson, M. (1990). *Impact of improved land drainage on river flows*. Institute of Hydrology. (Report / Institute of Hydrology, Wallingford; 113)

Scavia, D., Bocaniov, S., Dagnew, A., Hu, Y., Kerkez, B., Long, C., Muenich, R., Read, J., Vaccaro, L. & Wang, Y.-C. (2019a). Understanding how SWAT models phosphorus. University of Michigan Water Center, Graham Sustainability Institute. https://graham.umich.edu/media/files/How_SWAT_models_P.pdf [2023-11-21]

Scavia, D., Bocaniov, S., Dagnew, A., Hu, Y., Kerkez, B., Long, C., Muenich, R., Read, J., Vaccaro, L. & Wang, Y.-C. (2019b). Watershed Assessment of Detroit River Phosphorus Loads to Lake Erie. *University of Michigan Water Center*,. <https://graham.umich.edu/media/pubs/Watershed-Assessment-of-Detroit-River-05032019.pdf> [2023-11-21]

SCB (2021). *Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark 2019*. (ISSN 1654-4013). https://www.scb.se/contentassets/388361ad1203448697f1a7c5f64f521e/mi1004_2019a01_sm_mi40sm2101.pdf [2023-10-03]

Schmalz, B., Bieger, K. & Fohrer, N. (2008). A method to assess instream water quality – the role of nitrogen entries in a North German rural lowland catchment. *Advances in Geosciences*, 18, 37–41. <https://doi.org/10.5194/adgeo-18-37-2008>

SGS Analytics Sweden AB (2023). *Kävlingeån vattenkontroll 2022*. https://kavlinge.se/wp-content/uploads/2023/08/A%CC%8Arsrapport-Ka%CC%88vlinge%CC%8An-2022-inkl-bilagor_kommentarer_KLAR.pdf [2023-11-29]

- SGU (2018). PRODUKT: JORDARTER 1:25 000-1:100 000. <https://resource.sgu.se/dokument/produkter/jordarter-25-100000-beskrivning.pdf> [2023-10-25]
- SGU (u.å.a). *Kartvisaren Genomsläpplighet*. <https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/kartor/kartvisaren/jordkartvisare/genomslapplighet/> [2023-10-26]
- SGU (u.å.b). *SGUs Kartvisare*. <https://apps.sgu.se/kartvisare/> [2023-10-26]
- Skaggs, R.W., Brevé, M.A. & Gilliam, J.W. (1994). Hydrologic and Water Quality Impacts of Agricultural Drainage. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(1): 1-32
- SLU (2023). *Minskad användning av kväve och fosfor i lantbruket krävs för att nå klimat- och övergödningens mål. SLU.SE*. <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/epok-centrum-for-ekologisk-produktion-och-konsumtion/vad-sager-forskningen/forlust-av-vaxtnaring-och-overgodning/kallor-till-overgodande-utslapp-fran-lantbruket/> [2023-10-03]
- SMHI (2022). *Utforskaren - Öppna data | SMHI*. <https://www.smhi.se/data/utforskaren-oppna-data/> [2023-12-10]
- SMHI (2023). *Flödesstatistik från S-Hype i Vattenwebb*. <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb/indata-for-markanvandning-i-vattenwebben-1.26063> [2023-09-26]
- SMHI (u.å.a). *Ladda ner meteorologiska observationer | SMHI*. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer#param=airtemperatureInstant,stations=core> [2023-09-18]
- SMHI (u.å.b). *Modelldata per område | SMHI - Vattenwebb*. <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [2023-09-28]
- Sundahl, A., Wennberg, C., Tilly, L., Wettemark, F., Magnusson, P. & Schuster, J. (2008). Vombsjön-ett Ramdirektivprojekt. *Tidskriften Vatten*, 2008. https://www.tidskriftenvatten.se/wp-content/uploads/2017/04/48_article_3370.pdf [2023-10-10]
- Sveriges vattenmiljö (2019). *Fosfor. Sveriges vattenmiljö*. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/fosfor> [2023-12-19]
- Sveriges vattenmiljö (u.å.). *Övergödning. Sveriges vattenmiljö*. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2019/sammanfattningar/0/0/4> [2023-11-27]
- SWAT+ (2021). *Introduction to SWAT+*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/> [2023-11-27]
- SWAT+ (2022a). *Antecedent Soil Moisture Condition*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/surface-runoff/antecedent-soil-moisture-condition> [2023-12-01]

- SWAT+ (2022b). *Hargreaves Method*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/evapotranspiration/potential-evapotranspiration/hargreaves-method> [2023-12-04]
- SWAT+ (2022c). *Initialization of Soil Phosphorus Levels*. *SWAT+ Documentation*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/phosphorus/phosphorus-cycle/initialization-of-soil-phosphorus-levels> [2023-11-13]
- SWAT+ (2022d). *Leaching*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/phosphorus/leaching> [2023-12-01]
- SWAT+ (2022e). *Organic & Mineral P Attached to Sediment in Surface Runoff*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/nutrient-transport/organic-and-mineral-p-attached-to-sediment-in-surface-runoff> [2023-12-07]
- SWAT+ (2022f). *Phosphorus Cycle*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/phosphorus/phosphorus-cycle> [2023-09-27]
- SWAT+ (2022g). *Runoff Volume: SCS Curve Number Procedure*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/surface-runoff/runoff-volume-scs-curve-number-procedure> [2023-12-01]
- SWAT+ (2022h). *SCS Curve Number*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/surface-runoff/scs-curve-number> [2023-12-01]
- SWAT+ (2022i). *Soluble Phosphorus Movement*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/nutrient-transport/soluble-phosphorus-movement> [2023-12-01]
- SWAT+ (2022j). *Surface Runoff*. <https://swatplus.gitbook.io/io-docs/surface-runoff> [2023-12-01]
- Sydvatten (2015). *Vombsjön. Sydvatten*. <https://sydvatten.se/var-verksamhet/rapporter-om-ravattentakter/vombsjon/> [2023-10-19]
- Van Meter, K., Thompson, S.E. & Basu, N.B. (2016). Chapter 11 - Human Impacts on Stream Hydrology and Water Quality. I: Jones, J.B. & Stanley, E.H. (red.) *Stream Ecosystems in a Changing Environment*. Academic Press. 441–490. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405890-3.00011-7>
- VISS (2019a). *VISS-Vatteninformationssystem Sverige*. <http://viss.lansstyrelsen.se> [2023-09-05]
- VISS (2019b). *VISS-Vatteninformationssystem Sverige*. <http://viss.lansstyrelsen.se> [2023-09-05]
- VISS (2019c). *VISS-Vatteninformationssystem Sverige*. <http://viss.lansstyrelsen.se> [2023-09-05]
- VISS (2019d). *Vombsjön. VISS Vatteninformationssystem Sverige*. <http://viss.lansstyrelsen.se> [2023-10-19]

Wesström, I., Joel, A., Svedberg, E. & Grusson, Y. (u.å.). *Slutrapport Dimensionering av detaljavvattning*

Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. (1983a). *STUDIER AV MARKPROFILER I SVENSKA ÅKERJORDAR En faktasammanställning Del IX. Hallands, Jönköpings, Kronobergs, Kalmar och Gotland län.* (135). SLU, Institutionen för markvetenskap, avdelningen för lantbrukets hydroteknik. https://pub.epsilon.slu.se/3714/1/wiklert_et_al_090504_2.pdf [2023-10-25]

Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. (1983b). *STUDIER AV MARKPROFILER I SVENSKA ÅKERJORDAR En faktasammanställning Del X. Malmöhus och Kristianstads län.* (136). SLU, Institutionen för markvetenskap, avdelningen för lantbrukets hydroteknik.

Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. (1983c). *STUDIER AV MARPROFILER I SVENSKA ÅKERJORDAR - En faktasammanställning Del VIII. Stockholms, Södermanlands och Östergötlands län.* (134). SLU, Institutionen för markvetenskap, avdelningen för lantbrukets hydroteknik. <https://res.slu.se/id/publ/125383> [2023-10-25]

Zhou, Y. (2023). *Modelling the Impact of Climate and Socio-Economic Changes on Nutrient Dynamics in the Catchment of Lake Vomb.* (Examensarbete, ISSN 1650-6553). Uppsala University. Department of Earth Sciences. http://uu.diva-portal.org/smash/record.jsf?aq2=%5B%5B%5D%5D&c=12&af=%5B%5D&searchType=LIS_T_LATEST&sortOrder2=title_sort_asc&query=&language=en&pid=diva2%3A1774999&aq=%5B%5B%5D%5D&sf=all&aqe=%5B%5D&sortOrder=author_sort_asc&onlyFullText=false&noOfRows=50&dswid=-6705 [2023-08-31]

6 Appendix

6.1 Jordarter - översättningstabell

Tabell 10. Översättning av jordarter från SGU (SGU 2018) till SWAT-namn (SNAM).

JG2	JG2_TX	SNAM
1	Mossetorv	SandigMorän
5	Kärrtorv	Kärrtorv
6	Gyttja	SandigMorän
9	Svämsediment, ler-silt	SvämsedimentLerSilt
10	Svämsediment, sand	SandigMorän
13	Flygsand	SandigMorän
16	Gyttjelera (eller lergyttja)	SandigMorän
17	Postglacial lera	SandigMorän
19	Postglacial finlera	SandigMorän
24	Postglacial silt	SandigMorän
28	Postglacial finsand	SandigMorän
31	Postglacial sand	PostglacialSand
39	Silt	SandigMorän
43	Glacial finlera	SandigMorän
44	Glacial grovlera	SandigMorän
48	Glacial silt	SandigMorän
50	Isälvssediment	Isälvssediment
55	Isälvssediment, sand	SandigMorän
82	Vittringsjord	SandigMorän
91	Vatten	SandigMorän
93	Grusig morän	SandigMorän
95	Sandig morän	SandigMorän
97	Sandig – siltig morän	SandigMorän
98	Morängrovlera	Morängrovlera
99	Moränfinlera	SandigMorän
200	Fyllning	SandigMorän
823	Fanerozoisk diabas	SandigMorän
850	Sedimentärt berg	SandigMorän
890	Urberg	SandigMorän
8937	Svämsediment	SandigMorän
9060	Glacial grovsilt-finsand	SandigMorän
9794	Lerig morän	LerigMorän

6.2 Markanvändning - översättningstabell

Tabell 11. Översättning av svenska namn från Nationella marktäckeskartan (Naturvårdsverket 2023) till SWAT koder.

LANDUSE_ID som respektive cell i rastern har	Svenskt namn – Vad respektive landuse_id motsvarar i svenskt namn	SWAT_CODE – översättning från de svenska namnen till SWAT-koder	SWAT namn – Vad respektive SWAT kod står för
1	Betesmark	WPAS	Winter pasture
2	Våtmark	WETL	Wetlands
3	Åkermark	AGRC	Agricultural Land-Close-grown
41	Övrig öppen mark utan vegetation	URML	Urban Medium Denisty
42	Övrig öppen mark med vegetation	RNGB	Range-brush
51	Exploaterad mark, byggnad	URML	Urban Medium Denisty
52	Exploaterad mark, ej byggnad eller väg/järnväg	URML	Urban Medium Denisty
53	Exploaterad mark, väg/järnväg	UTRN	Urban Transportation
61	Sjö och vattendrag	WATR	Water
62	Hav	WATR	Water
111	Tallskog utanför våtmark	FRSE	Forest – evergreen
112	Granskog utanför våtmark	FRSE	Forest – evergreen
113	Barrblandskog utanför våtmark	FRST	Forest - mixed
114	Lövblandad barrskog utanför våtmark	FRST	Forest - mixed
115	Triviallövskog utanför våtmark	FRSD	Forest – deciduous
116	Ädellövskog utanför våtmark	FRSD	Forest – deciduous
117	Triviallövskog med ädellövinslag utanför våtmark	FRSD	Forest – deciduous
118	Temporärt ej skog utanför våtmark	RNGB	Range-brush
121	Tallskog på våtmark	WETF	Wetlands-forested
122	Granskog på våtmark	WETF	Wetlands-forested

123	Barrblandskog på våtmark	WETF	Wetlands-forested
124	Lövblandad barrskog på våtmark	WETF	Wetlands-forested
125	Triviallövskog på våtmark	WETF	Wetlands-forested
126	Ädellövskog på våtmark	WETF	Wetlands-forested
127	Triviallövskog med ädellövinslag på våtmark	WETF	Wetlands-forested
128	Temporärt ej skog på våtmark	WETN	Wetlands-nonforested

6.3 Dränering

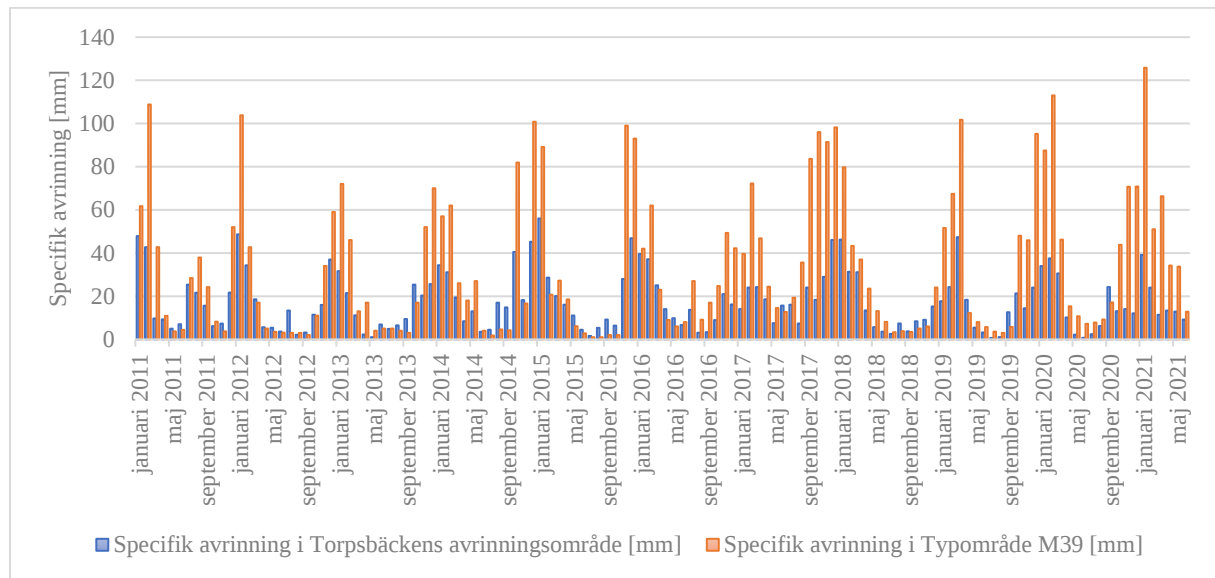
Tabell 12. Parametervärden och dimensioner för täckdikning. Parametervärden erhöles från (Wesström et al. u.å.) tabell 16 kolumn Skåne med parametrar och dimensioner för dräneringssystem samt ursprungsvärden angivna i SWAT+ Editor.

Dräneringsparametrar i SWAT+ Editor	Värde på parameter	Källa
Dikesdjup (<i>Depth of drain tube from the soil surface</i>)	1 m	(Wesström et al. u.å.)
Tid det tar för jorden att dräneras till fältkapacitet (<i>Time to drain soil to field capacity</i>)	24 h	Ursprungsvärden
Fördröjningstid för täckdikningen (<i>Drain tile lag time</i>)	96 h	Ursprungsvärden
Effektiv radie (<i>Effective radius of drains</i>)	2,5 mm	(Wesström et al. u.å.)
Dikesavstånd (<i>Distance between two drain tubes or tiles</i>)	18 m	(Wesström et al. u.å.)
Dräneringskoefficient (<i>Drainage coefficient</i>)	1,1 cm/dygn	(Wesström et al. u.å.)
Pumpkapacitet (<i>Pump capacity</i>)	1 mm/hr	Ursprungsvärden
(<i>Multiplication factor to determine lateral ksat from SWAT ksat input value</i>)	2	Ursprungsvärden

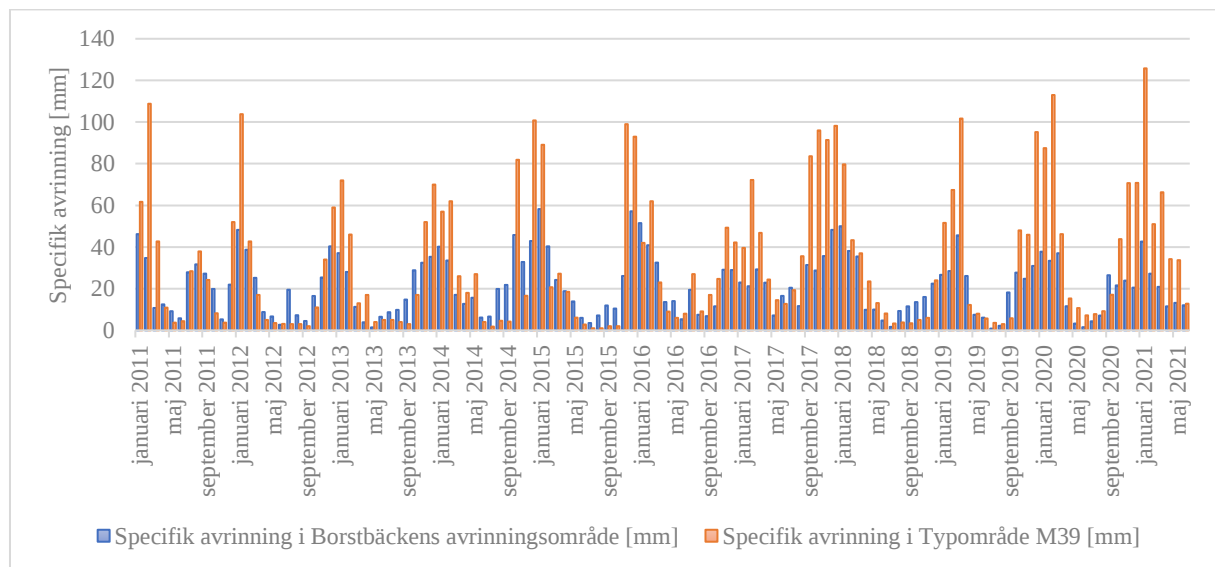
6.4 Näringstillförsel i form av gödning

Gröda	Datum för kvävegödsling	Kväve [kg N/ha] (% av total giva)	Datum för fosforgödsling	Fosfor [kg P/ha] (% av total giva)
Höstvete	1 apr (1/4)	44,25 (25 %)	1 apr (1/4)	20 (100 %)
	1 maj (1/5)	88,5 (50 %)		
	15 juni (15/6)	44,25 (25 %)		
	Total:	177 (100 %)	Total:	20 (100 %)
Råg och höstrågvete	1 apr (1/4)	61,95 (35 %)	1 apr (1/4)	20 (100 %)
	1 maj (1/5)	95,05 (65 %)		
	Total:	157 (100 %)	Total:	20 (100 %)
Höstraps	18 aug (1/9)	44,25 (25 %)	18 aug (1/9)	12,5 (50 %)
	15 mars (15/3)	66,375 (37,5 %)	15 mars (15/3)	12,5 (50 %)
	15 apr (15/4)	66,375 (37,5 %)		
	Total:	177 (100 %)	Total:	25 (100 %)
Vårkorn och proteingrödblandning (BARL)	22 apr (22/4)	110 (100 %)	22 apr (22/4)	15 (100 %)
	Total:	110 (100 %)	Total:	15 (100 %)
Majs (CORN)	9 maj (1/5)	40,5 (25 %)	9 maj (1/5)	12,5 (50 %)
	15 juni (15/6)	109,5 (75 %)	15 juni 15/6	12,5 (50 %)
	Total:	150 (100 %)	Total	25 (100 %)
Havre (OAT)	23 apr (1/4)	110 (100 %)	23 apr (1/4)	15 (100 %)
	Total:	110 (100%)	Total:	15 (100 %)
Sockerbetor (SGBT)	5 maj (5/5)	120 (100 %)	5 maj (5/5)	35 (100 %)
	Total:	120 (100 %)	Total:	35 (100 %)
Betesvall och slåttervall (TIMO)	14 juni (14/6)	78 (60 %)	14 juni (14/6)	6,6 (60 %)
	3 aug (3/8)	52 (40 %)	3 aug (3/8)	4,4 (40 %)
	Total:	130 (100 %)	Total:	11 (100 %)

6.5 Specifik avrinning per månad

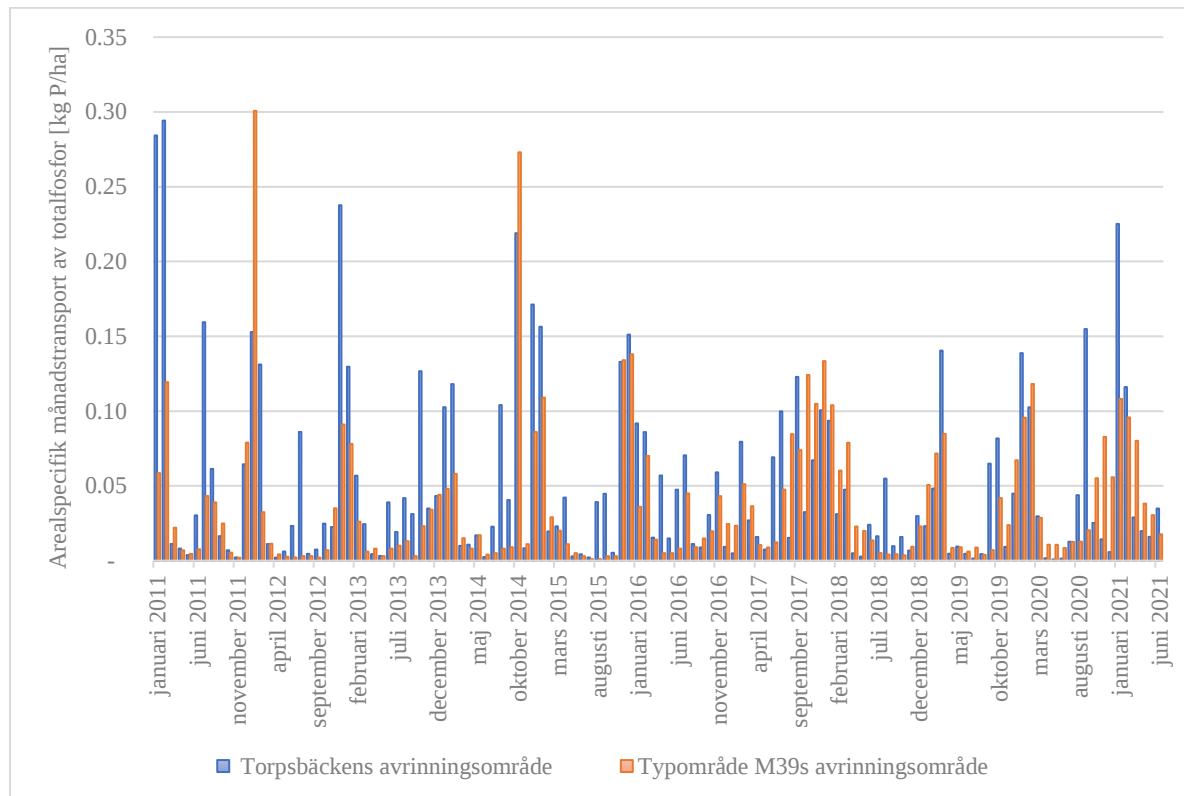


Figur 25. Specifik avrinning i Torpsbäckens avrinningsområde per månad. Den specifika avrinningen i typområdet M39 är erhållen från (Datavärdschap Jordbruksmark 2023).

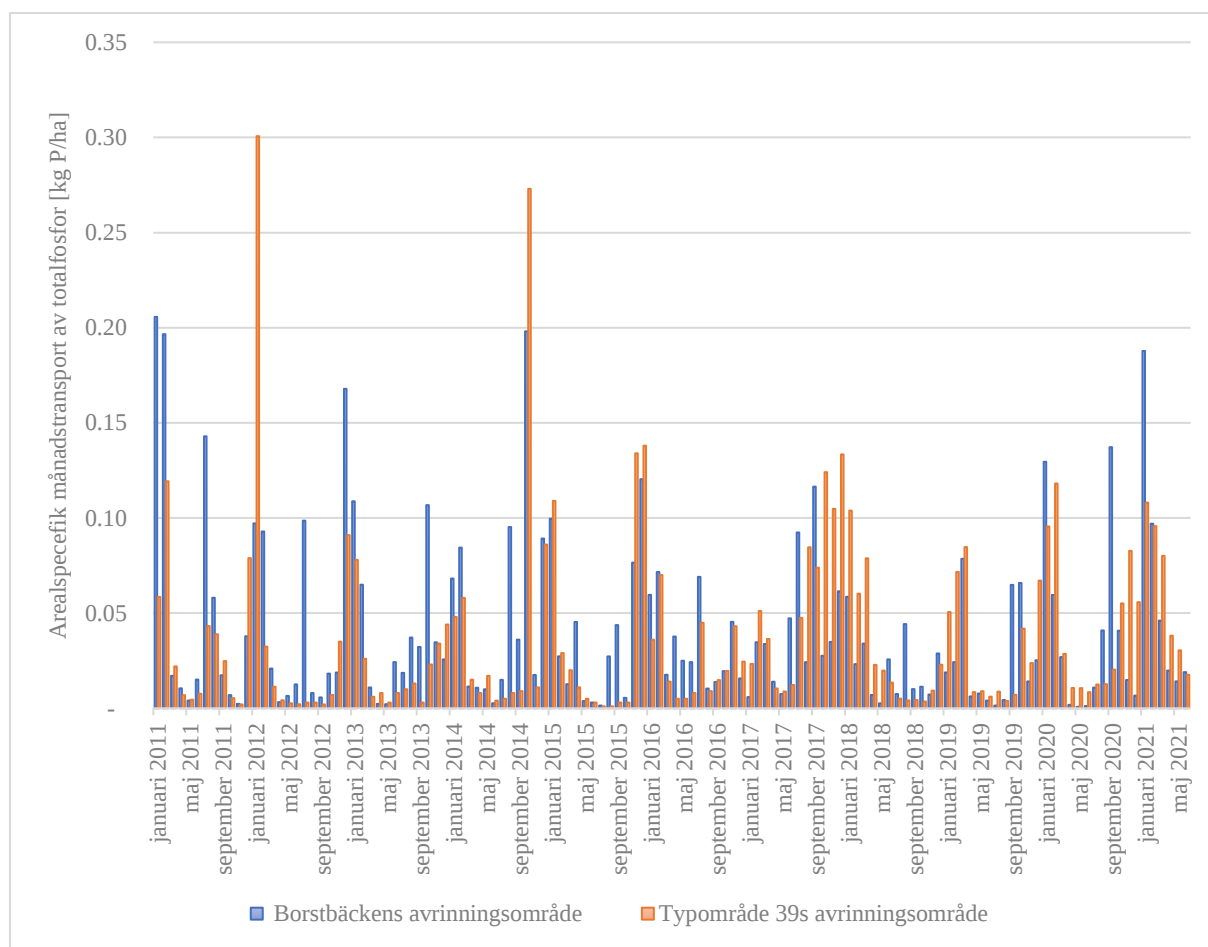


Figur 26. Specifik avrinning i Borstbäckens avrinningsområde per månad. Den specifika avrinningen i typområdet M39 är erhållen från (Datavärdschap Jordbruksmark 2023).

6.6 Specifik månadstransport av totalfosfor



Figur 27. Arealspecifik månadstransport av totalfosfor från Torpsbäckens avrinningsområde och från typområde M39s avrinningsområde. Arealspecifik månadstransport från typområde M39s avrinningsområde är erhållen från Datavärdskap Jordbruksmark (2023).



Figur 28. Arealspecifik månadstranport av totalfosfor från Borstbäckens avrinningsområde och från typområde M39s avrinningsområde. Arealspecifik månadstranport från typområde M39s avrinningsområde är erhållen från Datavärdskap Jordbruksmark (2023).