



50 år av växtnäringsutlakning

Betydelse av odlingsåtgärder och klimat för kväve- och fosforförluster från observationsfält 1D

Hanna Kollberg

Examensarbete • 30 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för mark och miljö
Agronom mark och växt - Masterprogram - NM035
Examensarbeten / Institutionen för mark & miljö, SLU
Serienummer: 2026:07
Uppsala 2026



50 år av växtnäringsutlakning: Betydelse av odlingsåtgärder och klimat för kväve- och fosforförluster från observationsfält 1D

50 years of nutrient leaching: The impact of management practices and climate on nitrogen and phosphorus losses from observation field 1D.

Hanna Kollberg

Handledare: Lisbet Norberg, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Mark och Miljö
Examinator: Helena Aronsson, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Mark och Miljö

Omfattning: 30 hp
Nivå och fördjupning: Avancerad nivå (A2E)
Kurstitel: Självständigt arbete i Markvetenskap för agronomer
Kurskod: EX1053
Program/utbildning: Agronom mark och växt – Masterprogram
Kursansvarig inst.: Institutionen för mark och miljö
Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2026
Nummer i serien: 2026:07
Serietitel: Examensarbeten/Institutionen för mark och miljö, SLU
Omslagsbild: Observationsfält 1D, Hanna Kollberg
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Nyckelord: kväveutlakning, fosforutlakning, vallbrott

Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för mark- och miljö

Sammanfattning

Mänsklig aktivitet har kraftigt påverkat de biogeokemiska cyklerna för kväve och fosfor vilket har lett till problem med övergödning av vattendrag och hav. Jordbruket står för en betydande del av växtnäringsförlusterna till vattendrag och därför är det viktigt att förstå hur förlusterna påverkas av lantbruksdriften. Syftet med detta arbete var att beskriva och analysera utlakningen av kväve och fosfor från observationsfält 1D i Södermanland genom att bearbeta en 50-årig mätserie av dräneringsdata från perioden 1974–2025. Analysen fokuserade särskilt på inverkan av klimatfaktorer, vegetationstyp och tidpunkt för vallbrott, då vall är fältets dominerande gröda. Metodiken innefattade linjär regressionsanalys för att undersöka samband med nederbörd, temperatur, totalt organiskt kol (TOC) och suspenderat material. Statistiska analyser såsom Kruskal-Wallis och ANOVA användes för att identifiera skillnader i utlakning beroende på vegetationstyp och tidpunkt för vallbrott. Resultaten visar att kväveutlakningen är som lägst under år med ligande vall. En central slutsats är att sena vallbrott i oktober eller november signifikant minskar kväveförlusterna jämfört med tidiga vallbrott i juli. Intressant nog förmådde inte etablering av en höstgröda efter tidiga vallbrott att förhindra höga kväveförluster. För fosfor hittades inga signifikanta samband med vegetationstyp eller tidpunkt för vallbrott. Istället uppvisade fosfortransporten starka positiva samband med transporten av TOC och suspenderat material, vilket tyder på att fosforförlusterna främst styrs av partikeltransport och makroporflöden. Inget linjärt samband kunde påvisas mellan årliga gödselgivor och utlakning. Sammanfattningsvis rekommenderas sena vallbrott och åtgärder som främjar god markstruktur som praktiska strategier för att minimera näringsutlakning från fältet.

Nyckelord: kväveutlakning, fosforutlakning, vallbrott

Abstract

The global biogeochemical cycles of nitrogen and phosphorus have been majorly altered by human activity, leading to eutrophication of inland waters and seas. Agriculture is a major contributor to nutrient losses from land to water and it is therefore important to understand how agriculture affects nutrient leaching. The aim of this thesis was to describe and analyze nitrogen and phosphorus leaching from observation field 1D in Södermanland, Sweden, using a 50-year dataset of drainage data from 1974–2025. The analysis specifically focused on the impact of climate factors, vegetation types, and the timing of ley termination since ley is the dominant crop in the rotation. The methodology involved linear regression analysis to investigate correlations with precipitation, temperature, total organic carbon (TOC), and suspended material. Statistical analyses, including Kruskal-Wallis and ANOVA tests, were used to identify differences in leaching based on vegetation type and the timing of ley termination. The results demonstrate that nitrogen leaching is lowest during years with ley. A key finding is that late ley termination in October or November significantly reduces nitrogen losses compared to early termination in July. Establishment of a winter crop after early ley termination did not prevent high nitrogen losses.

For phosphorus, no significant correlations were found with vegetation type or the timing of ley termination. Instead, phosphorus transport showed strong positive correlations with the transport of TOC and suspended material, indicating that phosphorus losses from the field are primarily driven by particle transport and macropore flow. No linear relationship was found between annual fertilization rates and leaching. In conclusion, late autumn tillage and practices promoting good soil structure are recommended as practical strategies to minimize nutrient losses from the field.

Keywords: nitrogen leaching, phosphorus leaching, ley termination

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Abstract	4
Tabellförteckning	7
Figurförteckning	8
1. Inledning	11
1.1 Syfte och frågeställningar	12
1.2 Avgränsningar	12
2. Bakgrund	13
2.1 Växtnäringsförluster från åkermark	13
2.1.1 Kväveförluster	13
2.1.2 Fosforförluster	15
2.2 Odlingsåtgärders betydelse för utlakning	16
2.2.1 Grödor	17
2.2.2 Gödsling	17
2.2.3 Jordbearbetning	19
2.3 Vallodling och vallbrott	20
2.3.1 Kväve	20
2.3.2 Fosfor	22
2.4 Observationsfält på åkermark	23
3. Metod	24
3.1 Beskrivning av observationsfält 1D	24
3.1.1 Vattenprovtagning	27
3.1.2 Vattenanalyser och beräkningar	28
3.2 Dataanalys	28
4. Resultat	31
4.1 Månadsdynamik för kväve- och fosforutlakning	31
4.2 Utlakning i relation till temperatur och nederbörd	33
4.2.1 Nederbörd	33
4.2.2 Temperatur	34
4.3 Utlakning i relation till TOC och suspenderat material	35
4.4 Växtföljdens utlakningspåverkan	37
4.4.1 Utlakning beroende på fältets vegetationstyp	38
4.4.2 Ackumulerade transporter per vegetationstyp	41
4.5 Utlakning beroende på tidpunkten för vallbrott	43

4.5.1	Månadsdynamik för transporter och halter per tidpunkt för vallbrott	46
4.5.2	Ackumulerade transporter per tidpunkten för vallbrott	47
4.6	Utlakning i relation till gödsling.....	49
4.7	Konventionellt vs ekologiskt.....	50
5.	Diskussion	51
5.1	Temperatur, nederbörd, avrinning och utlakning av kväve och fosfor.....	51
5.1.1	Temperatur, nederbörd och avrinning	51
5.1.2	TOC och suspenderat material.....	52
5.1.3	Kväve- och fosforförluster i relation till andra fält.....	52
5.2	Vegetationstyp	54
5.3	Tidpunkt för vallbrott	55
5.4	Gödsling och produktionssystem.....	56
6.	Slutsats	59
6.1	Fortsatta studier	60
7.	Bilaga 1	63
	Referenser.....	64
	Populärvetenskaplig sammanfattning	70

Tabellförteckning

Tabell 1. Jordartsammansättning på 0-20, 20-60 och 60-90 cm djup i profilen (Norberg et al. 2025a).	25
Tabell 2. Resultat från jordprovtagning 2005 från (Ulén et al. 2012).	25
Tabell 3. Flerårsmedelvärde för halter och transporter av totalkväve och totalfosfor från fält 1D jämfört med övriga observationsfält (hämtat från Norberg et al. (2025b)) och normalläckage från svensk åkermark (hämtat från Johnsson et al. (2023)).	32
Tabell 4. Definition av fältets 6 olika vegetationstyper samt antal år med vegetationstypen och antal mätvärden ($n = \text{antal år} * 5 \text{ månadsvärden}$).	38
Tabell 5. Information om klassificering, datum för vallbrott, efterföljande gröda, månad för sådd av efterföljande gröda för de nio vallbrotten samt antal mätvärden ($n = \text{antal år} * 5 \text{ månader}$).	43
Tabell 6. Resultat av t-test för 15 år av konventionell odling jämfört med 15 år av ekologisk odling för de fyra utlakningsparametrarna. Medelvärde, standardavvikelse och p-värde visas (signifikansnivå $p < 0,05$).	50

Figurförteckning

Figur 1. Observationsfältens ungefärliga positioner. Från Växtnäringsförluster från åkermark 2023/2024 av Norberg et al. (2025b).....	23
Figur 2. Visuell beskrivning av gårdens växtföljd 1974 - 2024.....	24
Figur 3. Dräneringskarta över fält 1D (vänster) och geologisk karta (höger). Från Växtnäringsförluster från åkermark 2020/2021 av Norberg et al. (2022a)	25
Figur 4. Årsvärden för nederbörd och avrinning för varje agrohydrologiskt år från 1974 - 2024.	26
Figur 5. Visar månadsmedelvärden för avrinning (mm), nederbörd (mm) och temperatur (°C) baserat på månadsvärden från december 1995 - juni 2025. Data för nederbörd och temperatur är hämtade från fältets närmsta SMHI station (Floda A) (SMHI 2026a; b).	27
Figur 6. Månadsmedelvärden för avrinning (b) och transporter (staplar) och halter (punkter) för totalkväve (a) och totalfosfor (c) baserat på alla månadsvärden från 1974 – 2025.....	32
Figur 7. Linjär regressionsanalys av sambandet mellan nederbörd (mm) och halter och transporter av kväve och fosfor för september – maj under perioden 1995 – 2025. R ² -värde och p-värde visas i figuren. Signifikant p-värde (p <0,05) indikeras med asterisk.	33
Figur 8. Linjär regressionsanalys av sambandet mellan medeltemperatur (°C) och halter och transporter av kväve och fosfor för september – maj under perioden 1995 – 2025. R ² -värde och p-värde visas i figuren. Signifikant p-värde (p <0,05) indikeras med asterisk.	34
Figur 9. Linjär regressionsanalys av totalkvävetransporter och totalfosfortransporter jämfört mot transporter av totalt organiskt kol (a och b) och suspenderat material (c och d). Samtliga enheter är kg/ha. P-värde och R ² -värde för respektive regression visas i figuren. Asterisk indikerar signifikant p-värde (p <0,05 visar att regressionslinjens lutning är signifikant skild från 0)	35
Figur 10. Linjär regressionsanalys av totalkvävehalter och totalfosforhalter jämfört mot transporter av totalt organiskt kol (a och b) och suspenderat material (c och d). Samtliga enheter är mg/l. P-värde och R ² -värde för respektive regression visas i figuren. Asterisk indikerar signifikant p-värde (p<0,05 visar att regressionslinjens lutning är signifikant skild från 0)	36
Figur 11. Totala årstransporter (staplar) och årsmedelhalter (punkter) för totalkväve (ovan) och totalfosfor (nedan) från 1974 – 2024. Etiketters och stapelfärg anger	

fältets vegetationstyp under november – mars. Gul = odling av höstgröda, grön = vall, grå = öppen plöjnad, grön/gul randig = nyetablerad vall (vall 1), grå/grön rutig = öppen plöjnad efter vallbrott, gul/grön rutig = höstgröda efter vallbrott. 37

- Figur 12. Kvävehalter (a; mg/l) och kvävetransporter (b; kg/ha) för de sex olika vegetationstyperna baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test. 39
- Figur 13. Fosforhalter (a; mg/l) och fosfortransporter (b; kg/ha) för de sex olika vegetationstyperna baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test. 40
- Figur 14. Ackumulerade transporter (kg/ha) av kväve (a) och fosfor (b) för perioden november – mars för de sex olika vegetationstyperna. Varje datapunkt motsvarar den ackumulerade transporten för nov – mars för ett år. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test. 42
- Figur 15. Kvävehalter (a; mg/l) och kvävetransporter (b; kg/ha) för de olika tidpunkterna för vallbrott baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test. 44
- Figur 16. Fosforhalter (a; mg/l) och fosfortransporter (b; kg/ha) för de olika tidpunkterna för vallbrott baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test. 45

Figur 17. Månadsmedelvärden för kvävehalter (a; mg/l), fosforhalter (b; mg/l), kvävetransporter (c; kg/ha) och fosfortransporter (d; kg/ha) för perioden november – juni för tidiga, medelsena och sena vallbrott. $n_{\text{tidigt}}= 4$, $n_{\text{mellan}}= 2$ och $n_{\text{sent}}= 3$	47
Figur 18. Ackumulerade transporter(kg/ha) av totalkväve (a) och totalfosfor (b) från tidpunkten för vallbrott fram till det agrohydrologiska årets slut i juni för tidiga, medelsena och sena vallbrott. De ackumulerade värdena baseras på månadsmedelvärden.	48
Figur 19. Linjär regressionsanalys av årstransporter (kg/ha) och årsmedelhalter (mg/l) av totalkväve (a) och totalfosfor (b) jämfört mot mängden kväve- och fosforgödsling under växtodlingssäsongen för alla år där gödsling skett. P - värde och R^2 -värde för respektive regressionsanalys visas i figuren under respektive teckenförklaring i legenden.	49

1. Inledning

Mänsklig aktivitet har haft en stark påverkan på de globala biogeokemiska cyklerna för kväve och fosfor och lett till en kraftigt ökad tillförsel av kväve och fosfor till våra ekosystem (Smith et al. 1999). Allt för höga halter av kväve och fosfor i vattendrag kan leda till övergödning som försämrar vattenkvaliteten och kan vara förödande för ett vattendrags ekosystem och biologiska mångfald (Havs- och vattenmyndigheten 2014). Övergödning är ett problem i våra svenska sjöar, vattendrag och omgivande hav (Havs- och vattenmyndigheten 2014). Östersjön är särskilt hårt drabbat och är ett av världens mest övergödda hav (Jordbruksverket 2026b). Ett av Sveriges 16 miljökvalitetsmål är ”Ingen övergödning” (*Ingen övergödning - Sveriges miljömål* u.å.). Kväve i vattendrag kan ha ytterligare negativ miljöeffekt eftersom det kan reduceras till lustgas som är en kraftig växthusgas (Sørensen & Jensen 2013). Dessutom är förlusten av kväve och fosfor från land till vattendrag ett problem eftersom de är värdefulla resurser för att upprätthålla hög produktion i våra odlingssystem. Fosfor är en begränsad resurs och produktionen av mineralgödsel är energikrävande och miljöbelastande (Sørensen & Jensen 2013).

Växtnäringsläckage från mark är en diffus föroreningskälla där utsläppen är svåra att kvantifiera och övervaka, till skillnad från utsläpp från punktkällor (Johnsson et al. 2023). I Sverige står jordbruket för lite mindre än hälften av de utsläpp av kväve och fosfor till hav som orsakas av mänsklig aktivitet och därför är det viktigt att arbeta för att minska förlusterna från jordbruket (Jordbruksverket u.å.). Mängden växtnäring som lakas ut från odlingsmark styrs av ett komplext samspel mellan platspecifika förutsättningar såsom jordart och topografi och klimatomfattande faktorer såsom nederbörd och temperatur. Därutöver spelar lantbrukarens odlingsåtgärder såsom grödval, gödslingsstrategi och jordbearbetning en avgörande roll för hur stora förlusterna blir i praktiken (Johnsson et al. 2023). Särskilt vallodling, som täcker en betydande del av den svenska åkermarken, har visat sig vara effektiv för att minimera utlakning under liggande år, men kan samtidigt medföra betydande risker vid vallbrott då stora mängder organiskt bundet kväve mineraliseras (Kyllmar & Aronsson 2019).

För att förstå och kunna begränsa jordbrukets växtnäringsförluster krävs detaljerad kunskap om hur olika brukningsmetoder påverkar utlakningen över tid. Eftersom variationerna mellan enskilda år kan vara omfattande på grund av årsmånerna är långsiktiga mätserier viktiga för att kunna skilja mellan naturlig variation och effekter av mänsklig påverkan. Genom att analysera omfattande utlakningsdata från långliggande mätningar på åkermark kan vi dra slutsatser om hur ett

lantbruk i praktisk drift påverkar miljön och identifiera strategier för att balansera hög produktion mot minimal miljöbelastning

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med arbetet är att beskriva och analysera kväve- och fosforutlakning från observationsfält 1D genom bearbetning av fält- och dräneringsdata från 1974–2025. Analysen fokuserar särskilt på hur olika odlingsåtgärder på fältet har påverkat utlakningen av kväve- och fosfor. Extra fokus läggs på utlakning kopplat till vallodling eftersom vall är fältets mest odlade gröda. Arbetet är intressant och värdefullt eftersom den 50-åriga oavbrutna mätserien av utlakningsdata i kombination med utförlig dokumentation över alla odlingsåtgärder som utförts på fältet möjliggör analys av hur odlingen kan påverka utlakningen från ett fält i normal praktisk lantbruksdrift.

Frågeställningarna som besvaras i arbetet är följande:

- I. Hur kan kväve- och fosforutlakningen beskrivas i relation till:
 - a. Temperatur
 - b. Nederbörd
 - c. TOC
 - d. Suspenderat material

- II. Hur påverkas kväve- och fosforutlakningen av:
 - a. Vilken gröda (eller avsaknad av gröda) som växer på fältet under vintern
 - b. Tidpunkten för vallbrott
 - c. Gödsling
 - d. Konventionell vs ekologisk odling

1.2 Avgränsningar

Arbetet har avgränsats till att endast använda mätdata från dräneringsvattenanalyser och ej från grundvattenanalyser. Ämnena som analyseras i arbetet har begränsats till halter och transporter av totalkväve och totalfosfor samt TOC och suspenderat material.

2. Bakgrund

2.1 Växtnäringsförluster från åkermark

Kväve- och fosforutlakning kan definieras som det kväve (N) och fosfor (P) som transporterats förbi markens rotzon eller utanför fältkanten och som därför är onåbart för växternas rötter. Dessa näringsämnen går inte att påverka med odlingsåtgärder och sägs ha lämnat jordbrukssystemet (Johnsson et al. 2023). Mängden utlakad växtnäring varierar inom och mellan år och beror till stor del på varierande avrinning, ju högre avrinning desto större näringsförluster (Johnsson et al. 2023). Näringsförlusterna sker antingen genom att näringsämnena lakas ut genom profilen eller genom ytavrinning och erosion (Sørensen & Jensen 2013). Vattenflödet genom jordprofilen sker antingen genom matrisflöde (jämnt och långsamt genomflöde) eller genom makroporflöde (ojämnt och snabbt flöde genom större porer och sprickor i marken). Matrisflöde dominerar i lätta, grovkorniga jordar medan makroporflöde dominerar i styvare, finkorniga jordar (Sørensen & Jensen 2013). När kvävet och fosfor lämnat rotzonen transporteras det antingen djupare ner till grundvattnet eller till ett dräneringssystem. Förr eller senare kommer näringsämnen nå ett vattendrag, men under transporten dit sker retentionsprocesser som minskar den slutliga mängden kväve och fosfor som når vattendragen. Retentionens storlek beror på lokala förhållanden och varierar kraftigt (Johnsson et al. 2023).

2.1.1 Kväveförluster

Kväveformer och förlustvägar

Mineralkväve i jordbruksmark kan framförallt försvinna på tre sätt; genom utlakning, ammoniakavgång och denitrifikation där nitrat reduceras till kvävgas eller andra kväveoxidföreningar (Cameron et al. 2013).

Det är framförallt kväve i nitratform som utlakas från markprofilen genom markvattenflöde (Eriksson et al. 2011; Kyllmar & Aronsson 2019). Det beror på att nitratjonen inte bildar ytkomplex eller binder till de övervägande negativt laddade markpartiklarna och därför till stor del är löst i markvätskan (Eriksson et al. 2011). Risken för nitratutlakning är därför hög i alla jordar som innehåller mycket nitratkväve (Eriksson et al. 2011). Det utlakade nitratet följer med markvattenflödet till grundvattnet eller ytvattendrag (Cameron et al. 2013). Kväveförluster sker till större del genom dräneringsflöde än genom ytavrinning (Norberg et al. 2022b).

Utlakningen av ammoniumjoner är begränsad eftersom jonernas positiva laddning gör att de binds till negativt laddade jordmineraler (Eriksson et al. 2011; Kyllmar & Aronsson 2019). Dessutom är nitrifikationsprocessen ofta mycket effektiv i svenska åkerjordar och därför ombildas ammoniumjoner som tillförts eller bildats i marken snabbt till utlakningsbart nitratkväve (Eriksson et al. 2011). Ammoniumjoner kan dock utlakas om det sker makroporflöde tätt inpå stallgödselspridning (Parkes et al. 1997) och på sandiga jordar med låg katjonbyteskapacitet (Wachendorf et al. 2005). Eriksson et al. (2011) nämner också risken för ammoniumutlakning vid höga gödselgivor, särskilt flytgödsel, på sand- och mojordar.

Även organiskt bundet kväve kan lakas ut från jordbruksmark. En del av markens organiska material är lösligt och det är när detta lakas ut som förlusten av organiskt bundet kväve sker. Organiskt bundet kväve kan utgöra en stor del av det kväve som utlakas från jordar som tillförts stallgödsel under lång tid eller som har varit be vuxna med långliggande vallar (Eriksson et al. 2011).

Transportmekanismer och jordartens inverkan

Kväveläckaget från en jord är starkt kopplat till dess jordart. Grovkorniga jordar med ett homogent porsystem, såsom mo- och sandjord, har störst risk för kväveläckage eftersom de genomsköljs effektivt av regnvatten (matrisflöde) som då för med sig nitrat från jorden. Utlakningsrisken minskar ju högre lerhalt jorden har eftersom vattenrörelserna är långsammare i jordar med många små porer samt att en stor del av vattnet perkolerar genom sprickor och makroporer (makroporflöde) och på så vis ”förbigår” mycket av nitraten som finns i marken (Kyllmar & Aronsson 2019).

Klimatets betydelse

Kväveutlakningen påverkas av olika klimatfaktorer såsom temperatur och nederbörd. Högre temperaturer innebär att markens biologiska aktivitet kan pågå en större del av året och därmed kan mer organiskt material frigöras till nitrat (Kyllmar & Aronsson 2019). Kväve i nedbrukat växtmaterial kan mineraliseras vid så låga marktemperaturer som +1°C och mineraliseringshastigheten stiger exponentiellt med ökande temperatur (Van Schöll et al. 1997). Mer nederbörd innebär ökad avrinning vilket också ökar utlakningsrisken (Doltra et al. 2014). Utlakningen i Sverige är störst i de sydvästra delarna eftersom vintrarna där är milda och nederbörden hög (Kyllmar & Aronsson 2019).

Normalläckage av kväve i Sverige

Normalläckaget av kväve från svensk åkermark år 2019 beräknades till 16,2 kg N per hektar och år vilket motsvarar koncentrationen 6,3 mg N/l. Normalläckaget varierade mellan olika regioner i spannet 7 – 40 kg N/ha*år (3 – 12 mg/l) och var

lägst i regioner med låg avrinning och i skogsbygderna (Johnsson et al. 2023). De beräknade värdena stämmer väl överens med den observerade utlakningen från de 13 fälten i miljöövervakningsprogrammet *Observationsfält på åkermark* där flerårsmedelhalterna i dräneringsvattnet varierar mellan 3,1 – 26,6 mg N/l med ett medelvärde på 11,6 mg N/l (Norberg et al. 2025c).

2.1.2 Fosforförluster

Fosforförluster från mark till vatten karaktäriseras av stor variation i både tid och rum och de kan därför vara svåra att förutsäga. Uppskattningsvis kan 80 – 90% av fosforförlusterna från ett avrinningsområde ske från 10 – 20% av ytan under 1 % av tiden (Geranmayeh & Aronsson 2015). Dessa områden kallas för kritiska källområden (critical source areas) (Djodjic & Markensten 2019).

Fosforformer och förlustvägar

Fosfor kan förloras från fältet i form av löst fosfat, som organiskt material eller bundet i aggregat eller till lerpartiklar (Bergström et al. 2007). En stor del av fosfor som uppmäts i dräneringsvattnet kan bestå av löslig organisk fosfor, särskilt från fält på lätt jord som gödslats med betydande mängder stallgödsel under lång tid (Eriksson et al. 2011). En stor del av den utlakade organiska fosfor består av labila föreningar som mineraliseras lätt (Bergström et al. 2007)

Transportmekanismer och jordartens inverkan

Vattenflöde kan transportera bort fosfor från fältet genom ytavrinning, matrisflöde eller makroporflöde (Bergström et al. 2007). Ytavrinning kan stå för en stor del av fosforförluster från jordbruksmark (Bergström et al. 2007; Eriksson et al. 2011; Norberg et al. 2022b) och betraktas som den viktigaste transportvägen för partikulärt fosfor och suspenderat material till vattendrag (Turtola 1999a). Fosfor bunden till fina lerpartiklar är delvis i kolloidal form och kan därför transporteras med vattnet långa sträckor (Ulén 2004b).

Markens fosforhalt, erosionsbenägenhet, förekomst av makroporer och benägenhet till ytvattenbildning (infiltrationsförmåga) är viktiga egenskaper som påverkar risken för fosforutlakning (Johnsson et al. 2023). Även alvens egenskaper (P-halt, P-sorptionsförmåga och P-mättnadsgrad) kan ha stor påverkan på fosforutlakning från både lätta och styva jordar (Andersson 2016). Markytans fosforinnehåll påverkar fosforhalterna i sedimentförlusterna (partikulärt-P) och koncentrationen av löst fosfor i makroporflöden. Alvens fosforinnehåll påverkar koncentrationen av löst fosfor i vattnet som utlakas från profilens små porer (Johnsson et al. 2023). Fosfor lagras i marken vilket betyder att fältets odlingshistorik kan påverka fosforförlusterna under lång tid (Geranmayeh & Aronsson 2015).

Fosforförlusterna är större från en lerjord än en sandjord pga. makroporflöde i lerjorden (Djodjic et al. 1999), men även sandjordar kan ha en betydande fosforutlakning om de har högt fosforinnehåll men låg fosforadsorptionsförmåga (Bergström et al. 2007; Andersson 2016). Ytavrinning är dessutom mer benäget att ske på lerjordar (Johnsson et al. 2023). Jordar som består av små partiklar med svag aggregatbildning såsom mo- och mjåla är mest känsliga för sedimentförluster (Johnsson et al. 2023). Markens lutning påverkar risken för fosforförluster eftersom brantare lutning ökar risken för ytavrinning och förlust av partikulär fosfor genom erosion (Johnsson et al. 2023).

Klimatets betydelse

Episodiska väderhändelser såsom kraftiga regn, avrinning och snösmältning har stor påverkan på fosforförluster från jordbruksmark (Geranmayeh & Aronsson 2015). I norra Sverige orsakar just snösmältning stora fosforförluster eftersom det kan ske ytavrinning vid snösmältning på frusen mark (Bergström et al. 2007; Norberg et al. 2022b). Låga temperaturer kan innebära en risk för fosforförluster eftersom det kan frigöra lösligt fosfor då växter och växtmaterial fryser och tinar (Bechmann et al. 2005).

Normalläckage av fosfor i Sverige

Fosforförlusterna från odlingsmark kan betraktas som små ur ett agronomiskt perspektiv men de utgör en betydande belastning på vattenmiljön ur övergödningssynpunkt (Eriksson et al. 2011). Normalläckaget för fosfor från svensk åkermark år 2019 beräknades till 0,48 kg P per hektar och år vilket motsvarar koncentrationen 0,19 mg P/l. Normalläckaget varierade mellan olika regioner i spannet 0,09 – 0,94 kg P/ha*år (0,06 – 0,36 mg P/l) och var lägst i regioner med låg avrinning och stor andel lätta jordar (Johnsson et al. 2023). Dessa beräknade värden är jämförbara med de observerade förlusterna från miljöövervakningsprogrammet *Observationsfält på åkermark* där medelvärdet för totalfosfor i dräneringsvattnet är 0,22 mg P/l och varierade mellan 0,01 – 0,69 mg P/l (Norberg et al. 2025c).

2.2 Odlingsåtgärders betydelse för utlakning

Växtnäringsförluster och läckage från marken sker oavsett om den odlas eller inte (Cederberg et al. 2005) men odlingsåtgärder såsom grödval, gödsling och jordbearbetning en avgörande roll för hur stora förlusterna blir i praktiken (Johnsson et al. 2023).

2.2.1 Grödor

Kväve

Grödvalet påverkar risken för kväveläckage från en odlingsmark. Dels påverkas läckaget av en grödas artgenskaper, dels av hur lång grödans växtsäsong är (Kyllmar & Aronsson 2019; Johnsson et al. 2023). Grödans rotdjup, kväveupptagningsförmåga, hur mycket kväve som förs bort med skörden och växtresternas kväveinnehåll påverkar risken för läckage. Växter med lång växtsäsong medför lägre risk för kväveläckage eftersom marken då hålls bevuxen en större del av året och växtens rötter aktivt tar upp nitrat ur marken (Kyllmar & Aronsson 2019). Att hålla fältet bevuxet med en växande gröda under höst och vinter är alltså en bra strategi för att minska kväveläckaget (Nimblad Svensson 2026). Kväveläckaget från fält med fleråriga grödor såsom betes- och slåttervallar kan vara så pass lågt att det motsvarar fältets bakgrundsläckage (Kyllmar & Aronsson 2019). Grödans transpiration påverkar hur stor avrinningen blir och kan därmed också påverka utlakningen (Johnsson et al. 2023).

Även fältets grödsammansättning och växtföljd påverkar utlakningen eftersom grödval påverkar t.ex. jordbearbetning, gödsling och växtnäringsupptag under säsongen (Johnsson et al. 2023).

Fosfor

Liksom för kväve är grödans skördepotential och fosforupptagningsförmåga viktig eftersom en gröda med ett välutvecklat rotsystem har bättre möjlighet att tillgodogöra sig fosfor i marken än en gröda med ett svagt rotsystem (Geranmayeh & Aronsson 2015). En stor del av fosforförlusterna sker dock under vinterhalvåret då grödans fosforupptag är lågt vilket innebär att avrinningen har större betydelse än grödupptaget (Geranmayeh & Aronsson 2015). Grödans förmåga att skydda marken mot ytavrinning, erosion och makroporflöde kan bidra till att minska fosforförluster. Höstgrödor håller marken mer skyddad än vårgrödor, men är inte lika effektiva som vall eftersom det unga beståndet är glest under höst och vår. Flerårig vall skyddar markytan mest effektivt eftersom den håller marken bevuxen under flera år (Johnsson et al. 2023). Försök med fånggrödor har dock visat att de kan öka läckagerisken då fosfor som fånggrödan tagit upp kan frigöras vid upprepade frysning och tining (Liu 2013).

2.2.2 Gödsling

Områden som har ett högt växtnäringsöverskott har också ofta en hög djurdensitet och gödseln är en källa till kväve- och fosforutlakning (Dalgaard et al. 2012; Sørensen & Jensen 2013). För att minska miljöbelastningen och gynna

produktionen är det viktigt att växtnäringen utnyttjas effektivt (Geranmayeh & Aronsson 2015).

Kväve

Gödsling i sig medför ingen ökad risk för kväveläckage, men det är avgörande att gödslingen sker vid rätt tidpunkt och i rätt mängd anpassat till grödans näringsupptag och skördepotential. Om grödan övergödsas kan restkväve bli kvar i marken och riskerar att utlakas (Kyllmar & Aronsson 2019). Nitratutlakningen ökar ofta exponentiellt med markens kväveöverskott (Wang et al. 2019). De huvudsakliga kväveformerna i stallgödsel är ammoniumkväve och organiskt kväve (Sørensen & Jensen 2013). Cirka 50 – 60% av kvävet i nötflytgödsel utgörs av ammonium-N (Sørensen 2004). Beroende på markens temperatur och vattenhalt så nitrifieras ammoniumet i gödseln till lättroligt nitrat inom några dagar eller veckor i areoba jordar (Sørensen & Jensen 2013).

Spridning av stallgödsel ökar risken för kväveutlakning både under spridningsåret och flera år framöver. Stallgödselspridning och dess effekt är oförutsägbar jämfört med mineralgödselspridning eftersom koncentrationen och tillgängligheten av näringsämnen är okänd och varierande samt att precisionen vid spridning är låg. Detta gör det svårare att uppnå den optimala kvävegivan med stallgödsel än med mineralgödsel, och det ökar därför också risken för kväveläckage på grund av en högre risk för övergödsling (Sørensen & Jensen 2013). Kväveläckaget kan påverkas av tidpunkten för stallgödselspridningen, Johnsson (2023) fann att utlakningen var högre efter höstspridning än efter vårspridning.

Kväveutnyttjandegraden av stallgödsel är låg, endast ca $26 \pm 10\%$ av kvävet som finns i gödseln tas upp av grödan under spridningsåret (Smith & Chalk 2018). Det beror på att en stor del av kvävet förekommer i organisk form och därmed är otillgängligt för grödan samt att mycket kväve avgår från gödseln som ammoniak (Frick et al. 2022). Det organiska kvävet kan mineraliseras kontinuerligt under flera års tid och utlakas om det inte tas upp av vegetation (Sørensen & Jensen 2013).

Kväve kan också förloras genom ytavrinning i samband med gödselspridningstillfället. Risken ökar om det kommer kraftig nederbörd och gödseln ej brukats ner. Kväveförluster genom ytavrinning är små (1 – 3% av totala mineral-N i gödseln) och relativt obetydliga ur ett agronomiskt perspektiv men kan påverka känsliga vattendrag negativt (Sørensen & Jensen 2013).

Fosfor

Det är viktigt att gödslingen sker i relation till markens fosforstatus och grödans fosforupptag för att minska risken för fosforförluster (Liu 2013). Flytgödsel bör spridas på våren för att minska utlakningsrisken och komma grödan bäst till gagn (Aronsson et al. 2014). Labbförsök visade att myllning av mineral- och stallgödsel kunde minska fosforutlakningen men det kunde inte bekräftas i fältförsök (Geranmayeh & Aronsson 2015). Långvarig användning av stallgödsel med fosforöverskott jämfört med grödans upptag bygger upp markens fosforförråd och ökar utlakningsrisken på lång sikt (Liu 2013; Sørensen & Jensen 2013; Geranmayeh & Aronsson 2015).

Fosforgödsling medför dock inte nödvändigtvis ökad fosforutlakning (Liu 2013; Sørensen & Jensen 2013). Bergström & Kirchmann (2006) undersökte växtupptag och utlakning av fosfor på en sandjord vid olika svinflytgödselgivor under 3 år och fann att fosforutlakningen minskade vid högre gödselgivor. En möjlig förklaring kunde vara att spridningen av de högre gödselgivorna påverkade markkemin genom att höja pH-värdet i matjorden och därmed möjliggjorde för fosfor att bilda svårlösliga kalciumkomplex. Flytgödselspridning på vall på lerjord kan dock utgöra en risk för fosfatförluster eftersom gödseln kan rinna direkt genom makroporer ner till dräneringssystemet (Ulén 2004a).

2.2.3 Jordbearbetning

Kväve

Jordbearbetning påskyndar kvävemineriseringen i marken och kan därför bidra till ökat kväveläckage (Hansen & Djurhuus 1997; Stenberg et al. 1999). Det beror på att bearbetningen bryter upp fältets växtlighet och därmed avbryter kväveupptaget från marken samt vänder ner växtmaterial i marken vilket stimulerar nedbrytning och kväveminerisering (Kyllmar & Aronsson 2019).

Tidpunkten för jordbearbetning påverkar utlakningsrisken. Särskilt tidpunkten för höstbearbetning är viktig där tidig höstplöjning minskar utlakningsrisken jämfört med sen höstplöjning eller vårplöjning. På en sandjord kan vårplöjning minska kvävehalter- och transporter jämfört med höstplöjning (Stenberg et al. 1999; Norberg & Aronsson 2024). Att jordbearbeta så sent som möjligt på hösten alternativt att vårbearbeta är därför viktiga åtgärder för att minska kväveutlakning, särskilt på lurfattiga jordar (Kyllmar & Aronsson 2019)

Även jordbearbetningsintensiteten kan påverka kväveutlakningen. Norberg & Aronsson (2025) studerade utlakningen från en lerjord vid olika jordbearbetning

och fann att kväveutlakningen ökade med jordbearbetningsintensiteten; bevuxen träda < reducerad jordbearbetning < plöjning.

Fosfor

Jordbearbetning påverkar risken för fosforförluster både från markytan och genom profilen eftersom jordbearbetningen har stor inverkan på markegenskaper såsom hydraulisk konduktivitet och aggregatstabilitet (Geranmayeh & Aronsson 2015).

Norberg och Aronsson (2024) konstaterade i ett försök att tidpunkten för plöjning inte hade någon signifikant påverkan på halter och transporter av totalfosfor eller fosfat. Försöket genomfördes dock på en sandjord med mycket låg fosforutlakning vilket kan förklara resultatet. På lerjordar kan dock vårplöjning minska fosforförluster jämfört med höstplöjning eftersom jorden hålls mer skyddad mot erosion över vintern samt att höstplöjning ökar matjordens porositet vilket kan leda till snabbt vattenflöde som lakar ut fosfor genom profilen (Ulén et al. 2010).

Reducerad jordbearbetning såsom direktsådd och grund bearbetning kan ha en tvetydig inverkan på fosforförluster, de minskar generellt förluster av partikulär fosfor men ökar ofta förluster av löst reaktiv fosfor jämfört med plöjda system (Ulén et al. 2010). Norberg & Aronsson (2025) fann dock ingen skillnad i fosforutlakning beroende på jordbearbetningsintensitet.

2.3 Vallodling och vallbrott

Vall är Sveriges mest odlade gröda och odlades på 1 134 000 ha år 2025, motsvarande 38% av Sveriges jordbruksmark (Jordbruksverket 2025). Vallen producerar foder till djuren, förbättrar markstrukturen, har en ogrässanerande funktion och kan ge ett bra förfruktsvärde för nästföljande gröda (Ståhl 2014). Vallbaljväxter är en viktig kvävekälla i ekologiska växtföljder eftersom de kan fixera kväve från luften genom symbios med *Rhizobium*-bakterier (Askegaard et al. 2011).

2.3.1 Kväve

Kväveförluster

Flerårig vall håller marken bevuxen året om i flera år och är därför ett bra skydd mot utlakning (Neumann et al. 2011; Kyllmar & Aronsson 2019). Om alla andra förutsättningar som påverkar kväveutlakning är identiska kan kväveläckaget från en vall vara 40% lägre än från en spannmålsgröda (Aronsson & Torstensson 2004). När vallen bryts kan dock läckaget bli stort (Kyllmar & Aronsson 2019) eftersom vallbrottet följs av en stor mineralisering av växtrester och organiskt

material (Berntsen et al. 2005). Kvävet som frigörs tas antingen upp av efterföljande gröda, binds in till marken eller förloras till omgivningen (Berntsen et al. 2005).

Blandvallar kan under insåningsåret fungera som en buffert mot näringsläckage vid höga vattenflöden (Neumann et al. 2011). Det kan förklaras av vallgräSENS förmåga att ta upp näring under en stor del av året (Korsaeth 2008) samt att de börjar växa redan vid låga temperaturer (Wingler & Hennessy 2016). Blandvallar med gräs och klöver utgör en mycket begränsad risk för nitratutlakning under perioden med intakt växttäckning, så länge de innehåller en betydande andel gräs och markytans kvävebalans inte avsevärt överstiger noll (utan att räkna med atmosfäriskt kvävenedfall). Lågt till måttligt gödslade blandvallar med en klöverandel på 30–40 % och en total kvävetillförsel på upp till 380 kg N per hektar och år producerar mer foder men innebär ingen ökad risk för nitratutlakning jämfört med rena gräsvallar som får samma mängd gödsel (Nyfeler et al. 2024).

Vallens kväveefterverkan

Mängden kväve som frigörs från vallen påverkas av vallens ålder, en äldre vall har utbrett rotsystem och har därmed lagrat in mycket kväve i marken. Ettåriga vallar har ett begränsat rotsystem och om de bryts tätt efter skörd så är mängden biomassa som brukas ner låg och därmed frigörs mindre kväve än från en äldre vall (Ståhl 2014). Kväveefterverkan påverkas också av vallens klöverandel och hur den har skötts (Berntsen et al. 2005). Det nedbrukade växtmaterialets kol/kväve-kvot påverkar nedbrytningshastigheten och om kväve frigörs eller binds i marken. Växtrester med en hög kol/kväve-kvot (kolrikt material) bryts ner långsamt och ger en långsam kväveleverans. Det beror på att materialet är för kvävefattigt för att det ska kunna bytas ner av mikroorganismerna, så de binder initialt in kväve till materialet tills kol/kväve-kvoten är ca 15 och de får ett kväveöverskott vid nedbrytningen. Ju lägre kol/kväve-kvot desto snabbare kan alltså växtresterna mineraliseras i marken (Ståhl 2014). Gräs har en kol/kväve-kvot på 15 – 25, klöver på 10 – 14 och spannmålshalm på 80 – 100 (Ståhl 2014). I en simuleringsstudie på en dansk sandjord fann Berntsen et al. (2005) att kväveefterverkan från en slagen gräs-klövervall uppgick till 31, 10 och 3 kg N/ha under det första, andra respektive tredje året efter vallbrottet vilket innebär att gödslingen för efterföljande grödor kan minskas i 2 – 3 år efter vallbrottet. Jordbruksverket anger att kväveefterverkan för en gräsvall är 15 kg N/ha och för en blandvall 40 kg N/ha (Jordbruksverket 2026a).

Tidpunkt för vallbrott

Val av tidpunkt och metod för vallbrott bör beakta utlakningsrisken, behov av bekämpning av problemgräs samt förutsättningarna för etablering av efterföljande

gröda (Ståhl 2014). Kväveförlusterna är betydligt högre vid ett tidigt vallbrott i september än vid ett senare vallbrott i oktober eller november (Neumann et al. 2011). Vid tidigt vallbrott inför höstsådd förmår höstgrödan bara att ta upp en liten del av kvävet som frigörs efter vallbrottet och utlakningen blir därför relativt hög efter ett tidigt vallbrott (Johnsson et al. 2023). Vid höstsådd efter vallbrott är det därför viktigt att så en höstgröda som kan ta upp en större mängd kväve på hösten såsom höstraps, fånggröda eller i viss mån tidig höstsäd, helst råg (Ståhl 2014). På lätta jordar kan vallen med fördel brytas på våren inför vårsådd för att minska läckagerisken (Cederberg et al. 2005; Ståhl 2014). På styva jordar kan mekaniskt vallbrott på våren inför vårsådd vara omöjligt pga. markförhållandena och risken för packningsskador, de bör istället plöjas så sent som möjligt på hösten men innan marken blivit så blöt att strukturen riskeras (Ståhl 2014). För att minska risken för kväveförluster vid vallbrott bör alltså vallen brytas så sent som möjligt under hösten eller på våren (Neumann et al. 2011).

2.3.2 Fosfor

Fosforförluster

Ytavrinningen från ett fält kan öka då det är bevuxet med perenn vall jämfört med stråsäd pga. markpackning från tunga maskiner flera säsonger i rad utan någon luckrande jordbearbetning (Turtola 1999b). Men trots ökad ytavrinning är förlusterna av partikulär fosfor lägre från vall än från spannmål (korn) i ett plöjt system (Turtola 1999b). I samma studie konstaterades däremot att förlusterna av löst reaktiv fosfor var högre från vall än från stråsäd (korn) vilket förklarades av att gödseln till vallen spridits på ytan medan gödseln till kornet hade brukats ner (Turtola 1999b). Ulén et al. (2005) fann att nedbrukning av vall ökade halterna av organisk fosfor i marken, men att fosforkoncentrationerna i dräneringsvattnet endast ökade vid nedbrukning av luservall och ej vid nedbrukning av gräsvall.

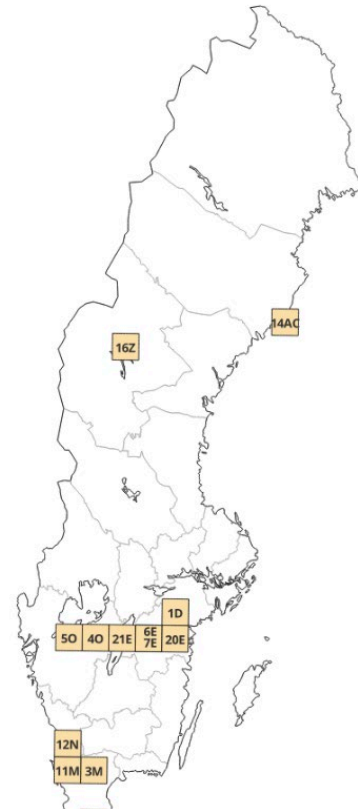
Tidpunkt för vallbrott

Vid litteraturgenomgången har endast två källor som beskriver hur tidpunkten för vallbrott påverkar fosforförluster hittats. Neumann et al. (2011) fann att fosforförlusterna var högre vid tidiga vallbrott i september jämfört med vid sena vallbrott i oktober eller november. Gustafson & Torstensson (1988) fann däremot ingen skillnad i fosforförluster vid tidiga vallbrott jämfört med sena vallbrott.

2.4 Observationsfält på åkermark

Observationsfält på åkermark är ett nationellt miljöövervakningsprogram som utförs av Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) på uppdrag av Naturvårdsverket. Inom programmet undersöks avrinning, växtnäringsutlakning och odlingsåtgärder på 13 olika svenska fält (Figur 1). Fälten tillhör gårdar med diverse driftsinriktningar, jordarter och odlingsförutsättningar och är del av gårdarnas normala drift. Lantbrukarna rapporterar årligen in alla odlingsåtgärder som utförts på respektive fält. Undersökningarna har pågått sedan 1973 på de fält som varit med längst, men fält har tillkommit och utslutits under programmets gång (Norberg et al. 2025a; c).

Programmet skapades med bakgrund i de frågeställningar som uppstått på 1960-talet kring hur jordbrukets ökade växtnäringsanvändning och aggregering av djurgårdar påverkade näringsförluster till vattendrag, dräneringsvatten och grundvatten. De första observationsfälten anlades därför i början av 1970-talet med stöd från svenska myndigheter (Norberg et al. 2025a).

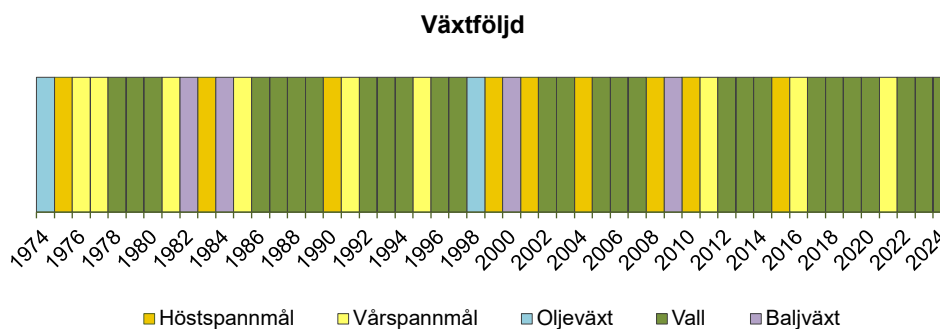


Figur 1. Observationsfältens ungefärliga positioner. Från Växtnäringsförluster från åkermark 2023/2024 av Norberg et al. (2025b)

3. Metod

3.1 Beskrivning av observationsfält 1D

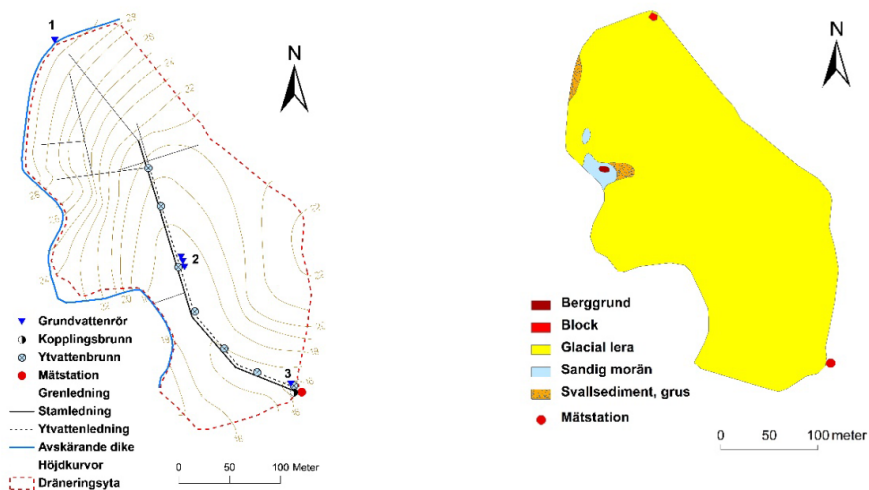
Observationsfält 1D står i huvudfokus för den här uppsatsen. Fältet ligger i Södermanland, utgör 7 ha och tillhör en ekologisk mjölkgård. Jordarten är mellanlera. Observationsfältet anlades år 1972 och det finns en komplett mätserie av observationsdata sedan juli 1974. Grödorna som odlats på fältet är vall, höstvet, vårkorn, havre, höstråg, ärt, åkerböna, vårraps och höstrybs, men det är vall och spannmål som dominerar växtföljden (Figur 2).



Figur 2. Visuellt beskrivning av gårdens växtföljd 1974 - 2024.

Vall har odlats vid nio tillfällen och vallåren utgör 27 av mätseriens 50 år. Vallarna har legat i 2 – 4 år och har odlats som gräs/klövervall till hö eller ensilage. Under mätseriens första 14 år drevs gården konventionellt, men 1989 övergick driften till ekologisk produktion. Mineralgödsel spreds på fältet under den konventionella driften men sedan 1989 har fältet enbart gödslats med stallgödsel, primärt nötflytgödsel.

Fältets dränering består av en stamledning som går genom majoriteten av fältet samt några grenledningar i fältets norra del. Höjdkurvorna visar hur fältet sluttar ner mot mätstationen (Figur 3)(Norberg et al. 2022).



Figur 3. Dräneringskarta över fält 1D (vänster) och geologisk karta (höger). Från Växt-näringsförluster från åkermark 2020/2021 av Norberg et al. (2022a)

Fältets jordart är glacial mellanlera på 0 – 20 cm djup och glacial styv lera på 20 – 90 cm djup, Tabell 1 visar jordartsammansättningen i detalj.

Tabell 1. Jordartsammansättning på 0-20, 20-60 och 60-90 cm djup i profilen (Norberg et al. 2025a).

Lera %			Silt %			Sand %		
0-20	20-60	60-90	0-20	20-60	60-90	0-20	20-60	60-90
35	47	58	43	40	36	23	12	6

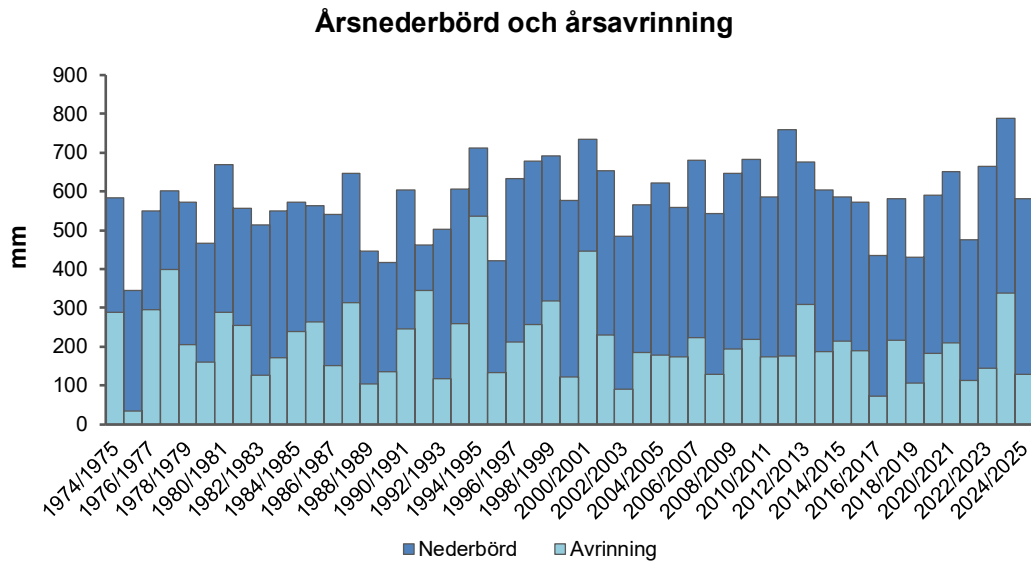
Tabell 2 visar markdata särskilt kopplat till fosfor från den senaste jordprovtagningen 2005, hämtat från Ulén et al. 2012. Samma jordprovtagning visade att pH = 5,7 vid 0-20 cm, pH = 6,3 vid 20 – 60 cm och pH = 6,7 vid 60 – 90 cm.

Tabell 2. Resultat från jordprovtagning 2005 från (Ulén et al. 2012).

Specifik yta (m ² m ⁻³ × 10 ⁻⁶)	P-AL _{0-20 cm} (mg/kg)	P-klass	P-mättnadsgrad _{0-20 cm} %	P-mättnadsgrad _{20-90 cm} %
4,7	51	III	11	12

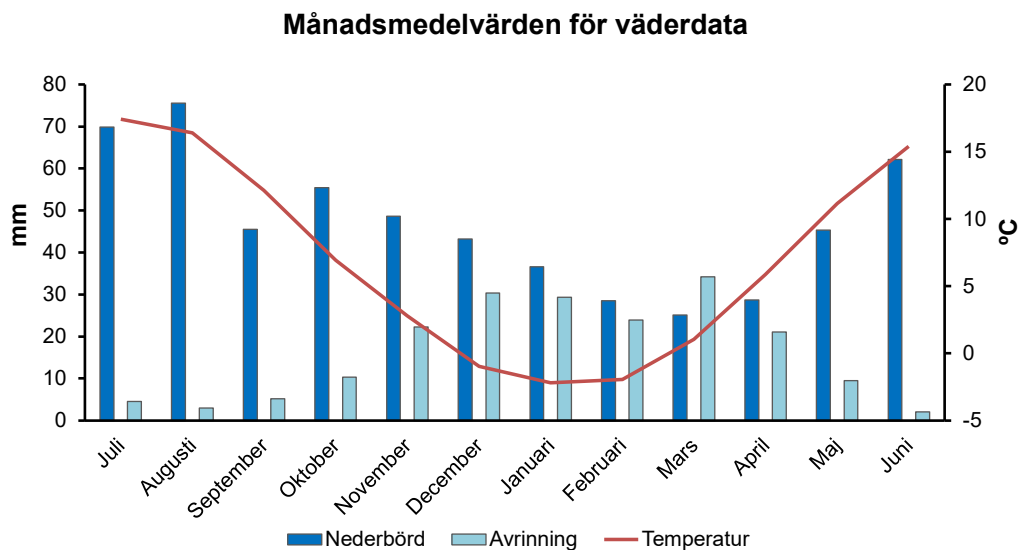
Fältets årsnederbörd och årsavrinning har varierat mellan åren i mätserien (Figur 4). Medelvärdet för årsnederbörd är 581 mm och för årsavrinning 212 mm. Årsvärden redovisas som agrohydrologiska år, 1 juli – 30 juni. Agrohydrologiskt år används för att beakta både hydrologi och agronomi och ger en bra ”brytpunkt” för mätdatan för fälten. Den hydrologiska delen beaktar att brytpunkten bör ske då

avrinningen från fältet är låg eller obefintlig för att undvika att dela upp mätvärden från en dynamisk flödesperiod på två olika år. Den agrara delen beaktar att ett odlingsår avslutas vid skörd av föregående gröda i juli – augusti och inleds med höstbearbetning och eventuell höstsådd (Norberg et al. 2025a).



Figur 4. Årsvärden för nederbörd och avrinning för varje agrohydrologiskt år från 1974 - 2024.

Figur 5 visar hur nederbörd, avrinning och temperatur varierar månadsvis under det agrohydrologiska året baserat på data från 1975 – 2024. Juni, juli och augusti är årets regnigaste månader med en medelnederbörd kring 70 mm, men medelavrinningen är mycket liten, ca 5 mm. Februari, mars och april är årets torraste månader med en medelnederbörd kring 30 mm. Trots låg nederbörd under vårvintern är avrinningen hög och årets högsta avrinning sker i mars, troligtvis i samband med snösmältning. Månadsmedeltemperaturen är som högst i juli, ca 17 grader, och som lägst i januari och februari, ca – 2 grader.



Figur 5. Visar månadsmedelvärden för avrinning (mm), nederbörd (mm) och temperatur (°C) baserat på månadsvärden från december 1995 - juni 2025. Data för nederbörd och temperatur är hämtade från fältets närmsta SMHI station (Floda A) (SMHI 2026a; b).

3.1.1 Vattenprovtagning

Fältets dräneringsarea definierades utifrån befintliga dräneringskartor och en underjordisk mätstation byggdes för att samla in dräneringsvatten från huvudledningen (Norberg et al. 2025a). Allt vatten som samlas i dräneringssystemet härstammar från vatten som fallit på fältet som nederbörd och från eventuellt tillkommande grundvatten (Norberg et al. 2025c).

Fram till år 2009 togs manuella vattenprover från mätstationen varannan vecka. År 2009 installerades utrustning för flödesproportionerlig mätutrustning i mätstationen, vilket ersatte den manuella provtagningen. För att förbättra jämförbarheten mellan prover som samlats in manuellt med de nya proverna som tagits flödesproportionellt så användes metoderna parallellt i en 2-årig övergångsperiod. En Campbell-logger (Campbell Scientific Ltd.) styr provtagningen genom att registrera vattenståndshöjden vid Thomsonöverfallet¹ och utifrån den beräkna vattenflödet (L/s) två gånger per minut. Den avrunna vattenvolymen summeras varje sekund och när en bestämd volym (motsvarande 0,1 mm avrinning) passerat

¹ Ett Thomsonöverfall är ett triangulärt överfall som används för att beräkna vattenflöde. Det består av en platta med en V-formad utskärning som placeras tvärs över en vattenström. Genom att tvinga allt vatten att passera genom V:et kan man beräkna flödet enbart genom att mäta hur högt vattnet står över botten på V-formen.

aktiveras en peristaltisk pump som tar ett 20 ml stort delprov av dräneringsvattnet. När ett delprov tagits startar provtagningscykeln om igen. Alla delprov samlas till ett samlingsprov i en glasflaska (10 L). Varannan vecka tar en provtagare ut ett delprov för analys ur samlingsprovet och glasflaskan töms. Samtidigt tar provtagaren även ett momentant vattenprov från vattenstrålen vid Thomsonöverfallet. Under perioder med lågt vattenflöde tas proverna istället tidsstyrt (2 ggr/dygn) för att se till att det samlas in tillräckligt mycket vatten för att kunna genomföra analys (Norberg et al. 2025c). Om dräneringsvattnet är fruset tas inga prover för att skydda mätutrustningen från skador (Norberg et al. 2025a).

3.1.2 Vattenanalyser och beräkningar

Alla vattenprover analyseras av det ackrediterade laboratoriet vid Institutionen för vatten och miljö vid SLU enligt handboken för miljöövervakning och efter standardiserade metoder, se (Norberg et al. 2025c). I den här rapporten redovisas totalkväve, totalfosfor, total organiskt kol (TOC) och suspenderat material i dräneringsvattnet men fler parametrar analyseras i både dräneringsvattnet och grundvattnet i programmet, se Bilaga 1

Beräkningar

De flödesproportionella koncentrationerna från varje provtagning har använts för alla dygn mellan den föregående provtagningen och den aktuella provtagningen. För den manuella provtagningen har dygnskoncentrationerna interpolerats fram linjärt för tiden mellan provtagningarna. Dygnskoncentrationerna har sedan multiplicerats med de uppmätta dygnsavrinningarna för att få fram dygnstransporter av näringsämnen. Dygnsvärdena har summerats till månads- eller årsvärden för näringsämnena. Beräkningar för årsvärden utgår från det agrohydrologiska året (1 juli – 30 juni) (Norberg et al. 2025c). Månads- och årsmedelkoncentrationer beräknas genom att dividera totala månads- och årstransporterna med total månads- och årsavrinning (Norberg et al. 2025a).

3.2 Dataanalys

Nedan presenteras vilken metod som har använts för respektive analys som presenteras i resultatdelen.

Korrelation med nederbörd, temperatur, TOC och suspenderat material

För att undersöka sambandet mellan transporten av näringsämnen (totalkväve, totalfosfor) och nederbörd, temperatur, organiskt material (TOC) samt partiklar (suspenderat material), utfördes enkla linjära regressionsanalyser. Historiska månadsvärden för nederbörd och temperatur hämtades från SMHIs meteorologiska station Floda A (SMHI 2026b; a). Användbara väderdata fanns från och med

december 1995 och framåt. För att undersöka sambandet mellan väderdatan och utlakningen användes endast månadsvärden mellan september – maj eftersom utlakningstransporterna är nästintill obefintliga under sommaren.

Månadsvärden för halter och transporter av totalkväve och totalfosfor korrelerades mot motsvarande värden för TOC och suspenderat material.

Modellens förklaringsgrad utvärderades med R^2 och regressionslinjens signifikans (lutning skild från noll) fastställdes vid $p < 0,05$.

Vegetationstyp och tidpunkt för vallbrott

För att undersöka inverkan av vegetationstyp och tidpunkt för vallbrott på utlakning av kväve och fosfor utfördes statistiska analyser. Eftersom data uppvisade varierande antal mätpunkter samt brott mot antagandena om normalfördelning och varianshomogenitet (Shapiro-Wilk respektive Levene's test, $p < 0,05$), användes en icke-parametrisk analysmetod. Skillnader mellan grupper identifierades med Kruskal-Wallis test följt av Dunn's post-hoc test. Analysen baserades på samtliga enskilda månadsvärden under perioden november–mars. Detta tidsfönster valdes huvudsakligen av två anledningar, dels är avrinningen i området som störst under dessa månader, vilket innebär att huvuddelen av den årliga ämnestransporten förväntas ske då. Dels är vegetationstypen konstant under hela perioden och fältet ligger orört, vilket var viktigt att beakta för att kunna isolera effekten av vegetationstypen/tidpunkten för vallbrott så mycket som möjligt (från och med april har fältet ofta bearbetats eller såtts och därför avgränsades perioden i mars).

För tidpunkt för vallbrott visualiserades även månadsdynamiken för halter och transporter från tidpunkten för vallbrottet – nästföljande juni för respektive tidpunkt för vallbrott. Idén var att undersöka om tidpunkten för vallbrott hade någon signifikant påverkan på halter och transporter på månadsbasis men statistisk analys var ej möjlig på grund av för få mätvärden för varje månad ($n = 2, 3$ och 4). Därför beräknades månadsmedelvärden som visualiserades i stapeldiagram och linjediagram.

Slutligen analyserades ackumulerade transporter för både vegetationstyp och tidpunkt för vallbrott. För vegetationstyp gjordes Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test för att identifiera skillnader mellan grupperna. Indatan som användes i analysen var den ackumulerade transporten för varje period (november – mars) som vegetationstypen funnits på fältet. Resultatet visualiserades som lådagram. För tidpunkten för vallbrott gjordes analysen annorlunda. På grund av få värden för ackumulerade transporter ($n = 2, 3$ och 4) var det ej möjligt att genomföra Kruskal-Wallis analys. I stället beräknades medelvärden för den ackumulerade

transporten per månad från tidpunkten för vallbrottet – nästföljande juni för respektive tidpunkt för vallbrott som visualiserades i ett stapeldiagram.

Växtnäringstillförsel via gödsling

Växtnäringsinnehåll i stallgödsel uppskattades med schablonvärden enligt tabell 5 i Jordbruksverkets rekommendationer för gödsling och kalkning 2026 (Jordbruksverket 2026a). Värden för totalfosfor och totalkväve per 10 ton gödsel användes, där värden för urin antogs motsvara lagring i täckt behållare. Analysen tog inte hänsyn till specifika spridningsmetoder eller kvalitativa noteringar i fältdata (exempelvis hög vattenhalt). För mineralgödsel beräknades näringstillförseln utifrån rapporterad NPK-sammansättning. Den beräknade tillförseln betraktas som en grov uppskattning. Gödselgivor tilldelades till enskilda agrohydrologiska år baserat på spridningstidpunkt. Givor applicerade under våren tilldelades det efterföljande agrohydrologiska året, utifrån antagandet att dessa näringsämnen når dräneringssystemet först under höstens överskottsnedbörd. Sambandet mellan gödsling och utlakning analyserades med enkel linjär regression. Modellens förklaringsgrad utvärderades med R^2 och regressionslinjens signifikans (lutning skild från noll) fastställdes vid $p < 0,05$.

Konventionellt vs ekologiskt

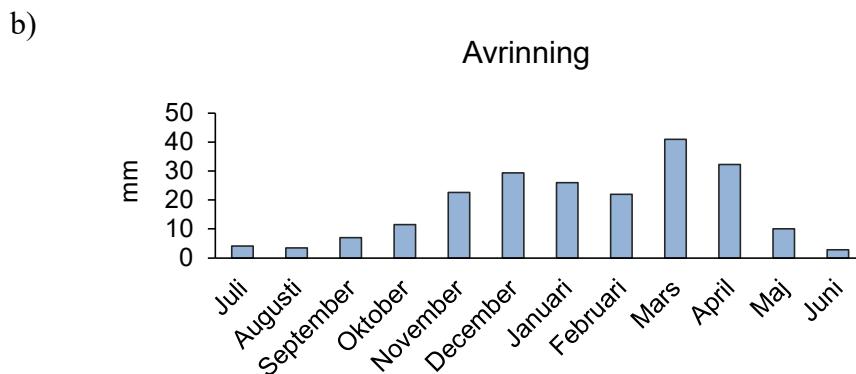
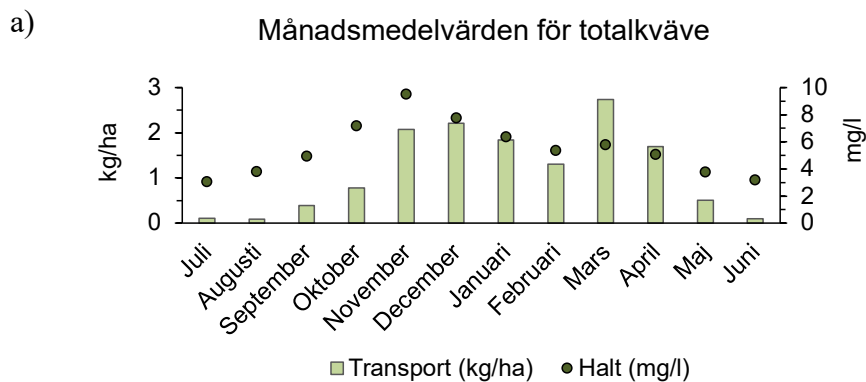
För att undersöka om det fanns någon skillnad i utlakningen beroende på om fältet brukats konventionellt eller ekologiskt jämfördes utlakningsdata från 15 år av konventionell odling mot 15 år av ekologisk odling. De konventionella åren 1974/1975 – 1988/1989 jämfördes mot de ekologiska åren 1990/1991 – 2004/2005. Utlakningsdatan för båda perioderna är alltså insamlad utan flödesproportionerlig provtagning. Värden för årstransporter och årsmedelhalter användes för att utföra T-Test: två prov med antagande om olika varians för respektive 15-års period.

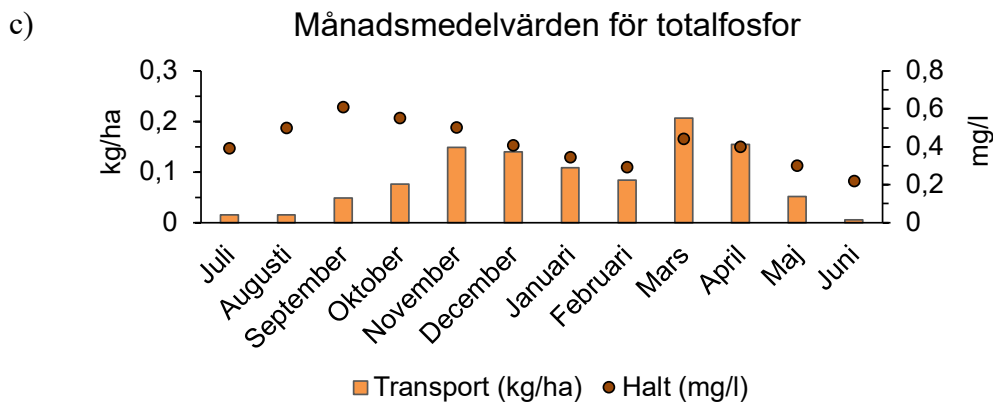
Samtliga statistiska analyser i arbetet genomfördes i GraphPad Prism 11 förutom analysen för konventionellt vs ekologiskt som genomfördes i Excel.

4. Resultat

4.1 Månadsdynamik för kväve- och fosforutlakning

Figur 6 visar månadsmedelvärden för transporter och halter av totalkväve och totalfosfor samt månadsmedelavrinning baserat på samtliga år i mätserien. Avrinningen är mycket låg under sommarmånaderna för att sedan öka under hösten. Under januari och februari minskar avrinningen för att sedan öka kraftigt i samband med snösmältning i mars och april. Både kväve- och fosfortransporterna följer avrinningen nära. Transporterna är låga under sommaren trots att halterna är relativt höga vilket beror på att avrinningen är nästintill obefintlig. Under hösten ökar avrinningen och även transporterna. Under januari och februari minskar avrinningen och transporterna för att sedan öka i mars i samband med snösmältningen. Kvävehalterna i dräneringsvattnet stiger succesivt under hösten och når toppen i november, därefter minskar de fram till mars där halterna stiger något för att sedan fortsätta att sjunka under våren. Fosforhalterna ökar under den tidiga hösten och når toppen redan i september. Därefter sjunker halterna fram till mars där det liksom för kvävet sker en ökning av halterna som sedan minskar fram till sommaren.





Figur 6. Månadsmedelvärden för avrinning (b) och transporter (staplar) och halter (punkter) för totalkväve (a) och totalfosfor (c) baserat på alla månadsvärden från 1974 – 2025.

Flerårsmedelvärde för transporter och halter av totalkväve och totalfosfor från fält 1D jämfört med transporter och halter från andra fält visas i Tabell 3. Kvävehalterna- och transportererna är lägre jämfört med de övriga observationsfälten och ungefär lika stora som normalläckaget. Fosforhalterna är mer än tre gånger högre och transportererna ca 2,5 gånger högre från observationsfält 1D jämfört med övriga observationsfält och normalläckaget.

Tabell 3. Flerårsmedelvärde för halter och transporter av totalkväve och totalfosfor från fält 1D jämfört med övriga observationsfält (hämtat från Norberg et al. (2025b)) och normalläckage från svensk åkermark (hämtat från Johnsson et al. (2023)).

	Kvävehalt (mg/l)	Fosforhalt (mg/l)	Kvävetransport (kg/ha*år)	Fosfortransport (kg/ha*år)
Fält 1D	8,85	0,62	16,4	1,23
Övriga obs. fält	12,7	0,18	25,9	0,44
Normal- läckage ²	6,3	0,19	16,2	0,48

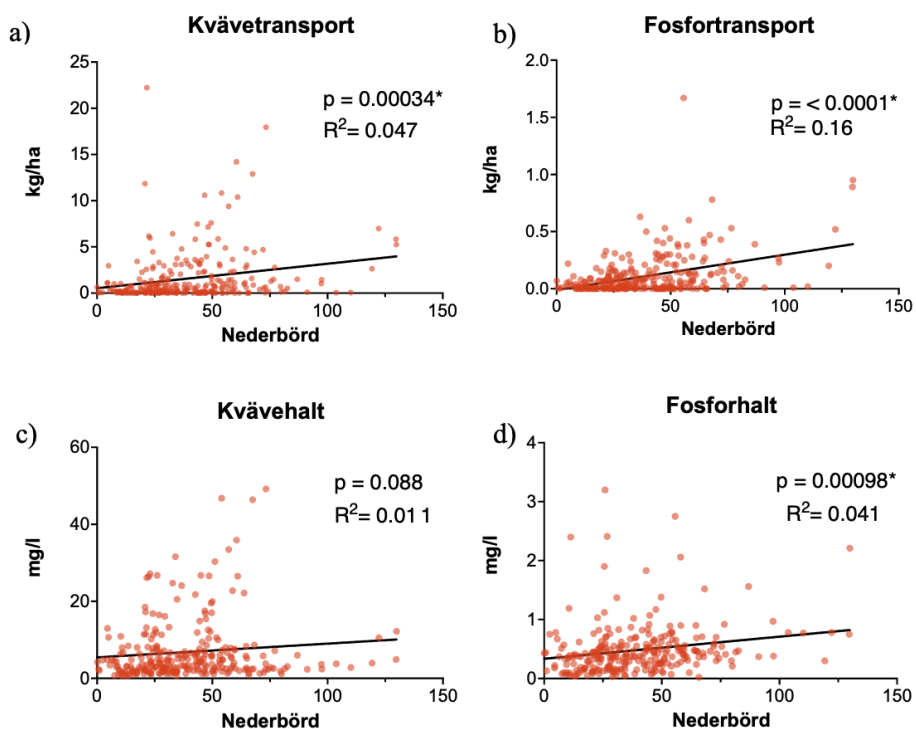
² Normalläckaget har beräknats med metoden/systemet NLeCCS (Nutrient Leaching Coefficient Calculation System) (version 5.0) där statistiska data över svensk växtodling för 2019 har kombinerats med 30-åriga meteorologiska data (1990–2020) i datamodellerna SOILNDB och ICECREAMDB (Johnsson et al. 2023).

4.2 Utlakning i relation till temperatur och nederbörd

Följande avsnitt analyserar om det finns några linjära samband mellan utlakningen från fältet och väderdata i form av månadsnederbörd och månadsmedeltemperaturer. Datan som använts är från 1995 – 2025 på grund av tillgången till väderdata från den närliggande SMHI stationen. Analysen har gjorts för september – maj. Månadsvärdena från juni, juli och augusti har alltså exkluderats från analysen eftersom utlakningen under dessa månader är nästintill obefintlig (se Figur 6 ovan) samtidigt som både temperaturen och nederbörden är hög (Figur 5) vilket påverkar regressionsanalysen.

4.2.1 Nederbörd

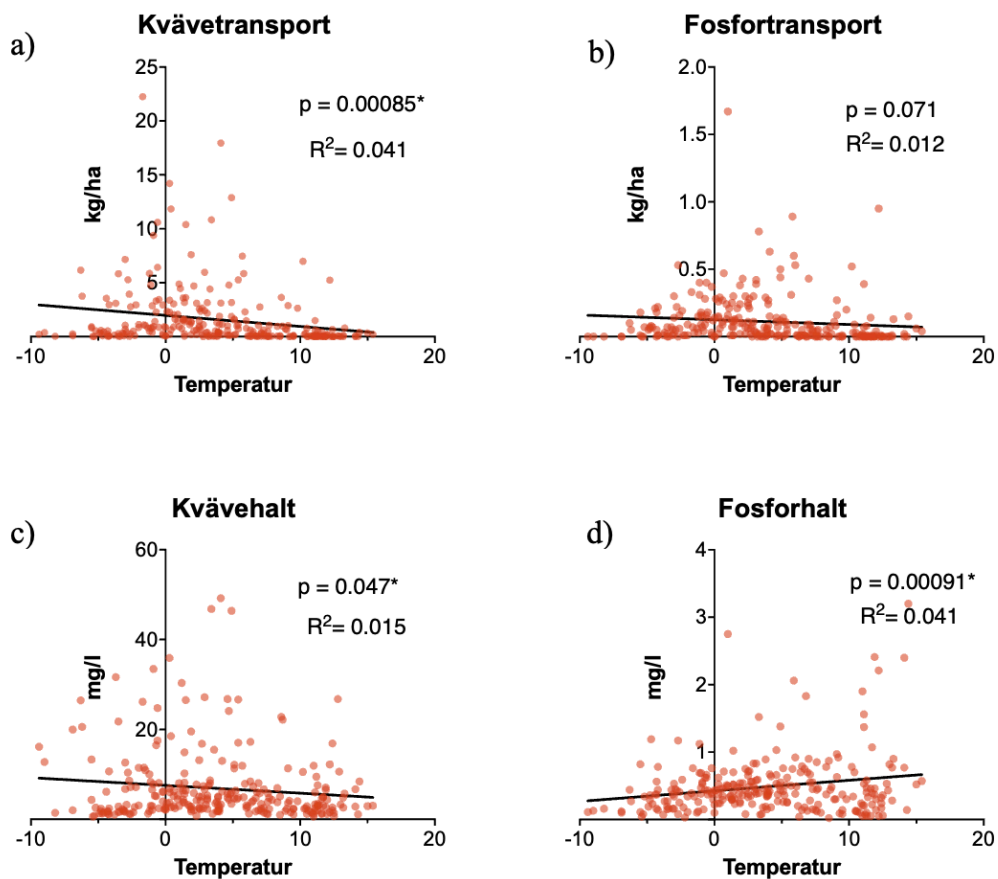
Resultatet från den linjära regressionsanalysen som visas i Figur 7 visar att det finns signifikanta positiva samband mellan nederbördsmängd och kvävetransport, fosfortransport och fosforhalt (Figur 7a, b, d). Det finns inget signifikant samband mellan nederbörd och kvävehalt (Figur 7c). Förklaringsgraden (R^2) är dock relativt låg (0,011 – 0,16) för samtliga utlakningsparametrar, men den är högre för fosfor än för kväve för både transporter och halter.



Figur 7. Linjär regressionsanalys av sambandet mellan nederbörd (mm) och halter och transporter av kväve och fosfor för september – maj under perioden 1995 – 2025. R^2 -värde och p -värde visas i figuren. Signifikant p -värde ($p < 0,05$) indikeras med asterisk.

4.2.2 Temperatur

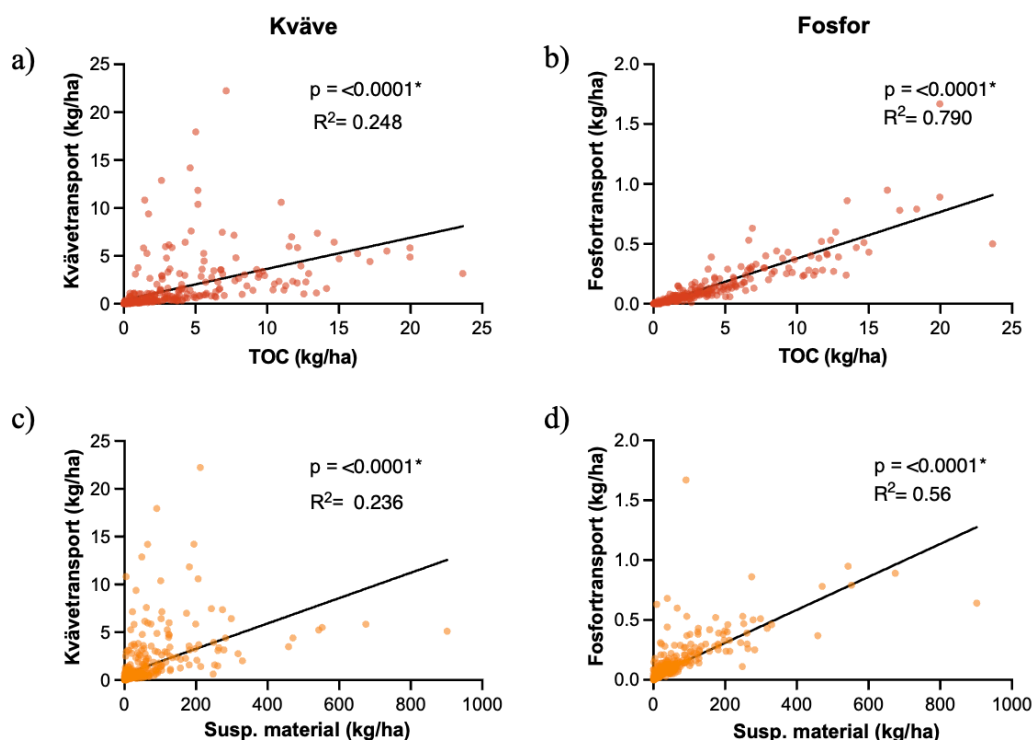
För att undersöka hur månadsmedeltemperaturen under dräneringssäsongen september – maj påverkar utlakningen genomfördes linjär regressionsanalys (Figur 8). Analysen visar att det finns statistiskt signifikanta samband mellan temperatur och kvävetransport, kvävehalt och fosforhalt (Figur 8 a, c, d). Det finns inget signifikant samband mellan temperatur och fosfortransport (Figur 8b). Kvävetransport och kvävehalt visar ett negativt samband med ökande temperatur medan fosforhalt visar ett positivt samband med ökande temperatur. Förklaringsgraden (R^2) är låg för samtliga regressionsanalyser.



Figur 8. Linjär regressionsanalys av sambandet mellan medeltemperatur (°C) och halter och transporter av kväve och fosfor för september – maj under perioden 1995 – 2025. R^2 -värde och p-värde visas i figuren. Signifikant p-värde ($p < 0,05$) indikeras med asterisk.

4.3 Utlakning i relation till TOC och suspenderat material

Resultaten från regressionsanalysen visar att det finns tydliga positiva samband mellan transporten av kväve och fosfor och transporten av totalt organiskt kol³ (TOC) respektive suspenderat material⁴ (Figur 9). Samtliga analyserade samband är statistiskt signifikanta (samtliga $p < 0,0001$), men förklaringsgraden (R^2) skiljer sig avsevärt mellan kväve och fosfor. För kväve är förklaringsgraden 0,248 respektive 0,236 för sambandet mellan transport och TOC respektive suspenderat material. För fosfortransporten är förklaringsgraden 0,79 för TOC och 0,56 för suspenderat material, vilket indikerar relativt starka samband.

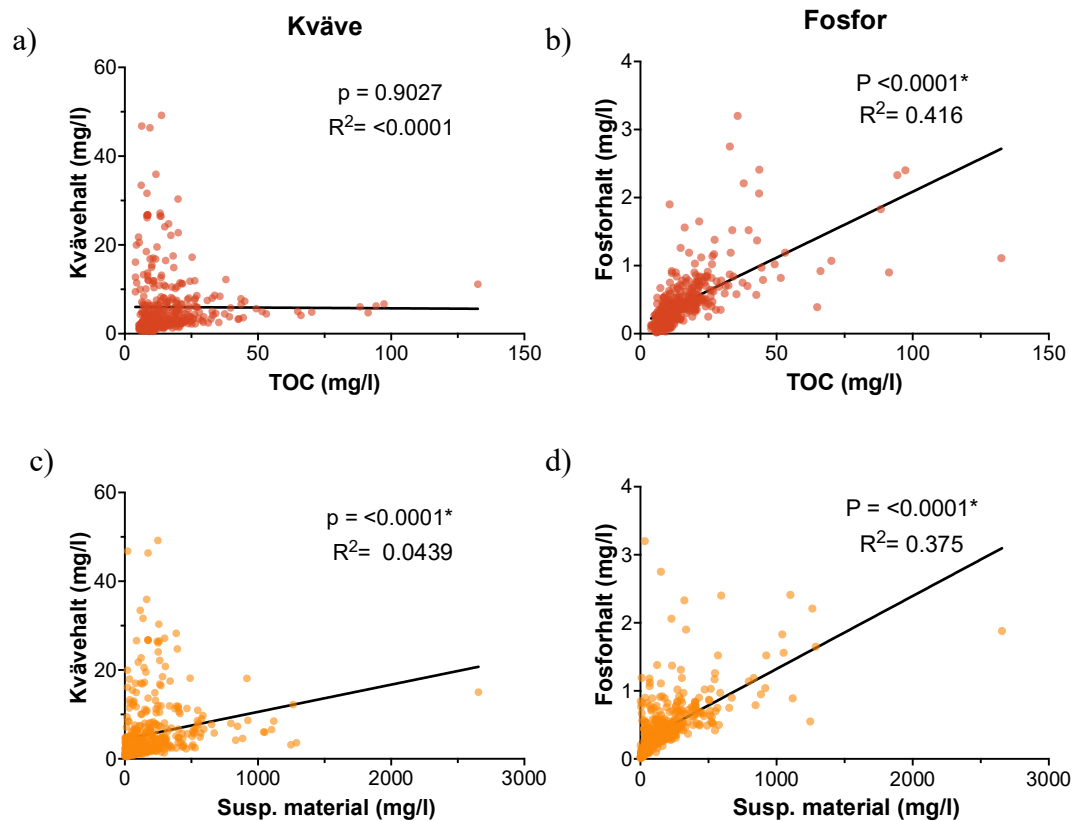


Figur 9. Linjär regressionsanalys av totalkvävetransporter och totalfosfortransporter jämfört mot transporter av totalt organiskt kol (a och b) och suspenderat material (c och d). Samtliga enheter är kg/ha. P-värde och R^2 -värde för respektive regression visas i figuren. Asterisk indikerar signifikant p-värde ($p < 0,05$ visar att regressionslinjens lutning är signifikant skild från 0)

³ Totalt organiskt kol (TOC) är ett mått på löst och partikulärt organiskt material i vattnet (Naturvårdsverket u.å.)

⁴ Suspenderat material mäts genom att filtrera vattnet och bestämma mängden partiklar som fastnar i ett glasfiberfilter (Norberg et al. 2025b).

Regressionsanalys av kväve- och fosforhalter mot halter av TOC respektive suspenderat material genererar en annan bild över sambanden (Figur 10). För kvävehalten finns inget statistiskt signifikant samband med TOC-halten. De övriga analyserna visar dock signifikanta samband även för halterna. Förklaringsgraden är lägre för samtliga analyser jämfört med motsvarande analys för transporter.



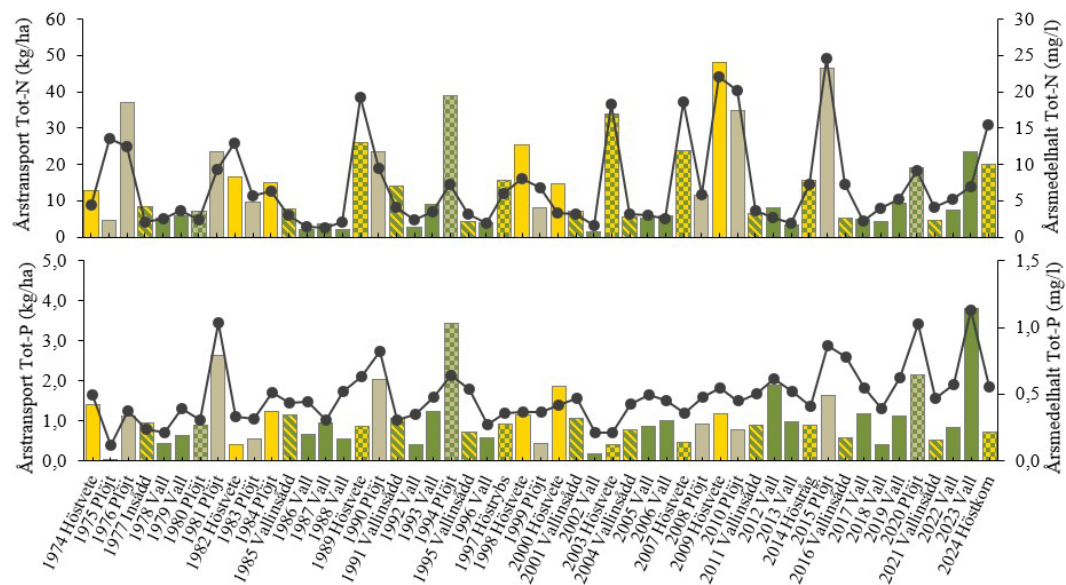
Figur 10. Linjär regressionsanalys av totalkvävehalter och totalfosforhalter jämfört mot transporter av totalt organiskt kol (a och b) och suspenderat material (c och d). Samtliga enheter är mg/l. P-värde och R^2 -värde för respektive regression visas i figuren. Asterisk indikerar signifikant p-värde ($p < 0,05$ visar att regressionslinjens lutning är signifikant skild från 0)

4.4 Växtföljdens utlakningspåverkan

De totala årstransporterna och årsmedelhalterna av totalkväve och totalfosfor från fältet varierar över åren i mätserien (Figur 11).

Figur 11 visar årstransporter och årsmedelhalter för totalkväve och totalfosfor per agrohydrologiskt år i mätserien. För totalkväve syns ett genomgående samband för både årstransporter och årsmedelhalter kopplat till vallen i växtföljden. Under år med liggande vall (gröna staplar) har årstransporter och årsmedelhalter varit som lägst för att sedan öka avsevärt i samband med vallbrotten (rutiga staplar). Kvävetransporter och halter sjunker redan under vallens insåningsår (grön/gul-randiga staplar). För fosfor går det inte att se något överskådligt samband mellan vegetationstyp och fosforförluster utifrån figuren.

1994/1995 låg det en djurhage på fältet nära mätstationen (Norberg et al. 2022a).



Figur 11. Totala årstransporter (staplar) och årsmedelhalter (punkter) för totalkväve (ovan) och totalfosfor (nedan) från 1974 – 2024. Etiketter och stapelfärg anger fältets vegetationstyp under november – mars. Gul = odling av höstgröda, grön = vall, grå = öppen plöjnad, grön/gul randig = nyetablerad vall (vall 1), grå/grön rutig = öppen plöjnad efter vallbrott, gul/grön rutig = höstgröda efter vallbrott.

4.4.1 Utlakning beroende på fältets vegetationstyp

För att undersöka samband mellan utlakning och växtföljd har fältets vegetation genom åren delats in i sex olika vegetationstyper (Tabell 4)

Tabell 4. Definition av fältets 6 olika vegetationstyper samt antal år med vegetationstypen och antal mätvärden ($n = \text{antal år} * 5 \text{ månadsvärden}$).

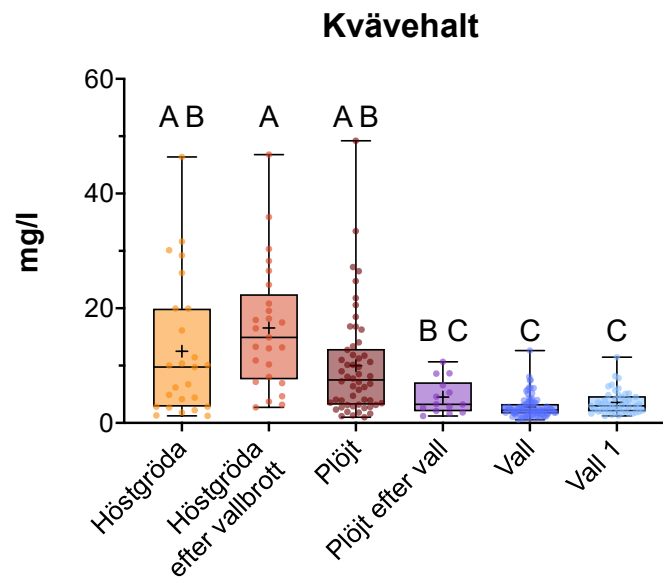
Vegetationstyp	Beskrivning	Antal år	Antal värden (n)
Vall	Fältet är bevuxet av väletablerad vall som har växt på fältet över minst 1 vinter.	18	90
Vall 1	Nyetableerad vall som såtts in i en annan gröda tidigare under året och som växer sin första vinter på fältet.	9	45
Plöjt	Fältet ligger i öppen plöjnad	8	40
Höstgröda	Höstsådd gröda odlas på fältet	6	30
Plöjt efter vallbrott	Fältet ligger i öppen plöjnad efter vallbrott	3	15
Höstgröda efter vallbrott	Höstsådd gröda odlas på fältet efter vallbrott	6	30

Varje agrohydrologiskt år har tilldelats en vegetationstyp baserat på vad som vuxit på fältet från november till mars eftersom det är då majoriteten av årsavrinningen sker (Figur 6) och fältets vegetationstyp inte förändras under perioden. Fältets vegetationstyp under avrinningsperioden november – mars bedöms vara avgörande för utlakningen för hela det agrohydrologiska året.

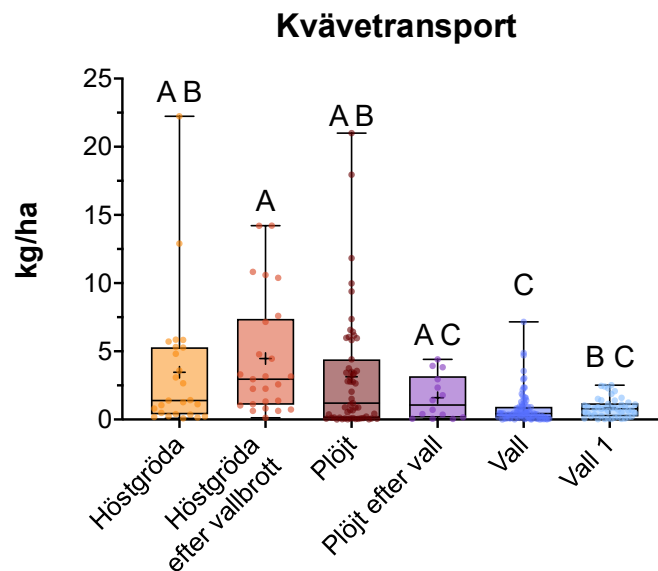
Statistisk analys av enskilda månadsvärden för kvävetransporter och kvävehalter under november – mars visar att fältets vegetationstyp påverkar utlakningen (Figur 12).

"Höstgröda efter vallbrott" utmärker sig med de högsta medianvärdena för både halt (15 mg/l) och transport (3,1 kg/ha) och var statistiskt skiljt från vall-leden "Vall" och "Vall 1" (första årets vall) som uppvisade de lägsta förlusterna. "Vall" resulterar i signifikant lägre kvävetransporter än "Höstgröda", "Höstgröda efter vallbrott" och "Plöjt" medan transporten för "Vall 1" endast är signifikant lägre än för "Höstgröda". För kvävehalterna är "Vall" och "Vall 1" däremot signifikant lägre än samtliga vegetationstyper förutom "Plöjt efter vallbrott". Inga signifikanta skillnader finns mellan "Vall" och "Vall 1" för vare sig halter eller transporter. "Plöjt efter vallbrott" är inte statistiskt skild från någon av de andra vegetationstyperna för transporter men resulterar i lägre halter jämfört med "Höstgröda efter vallbrott". "Plöjt" och "Höstgröda" visar stor spridning mellan mätvärdena.

a)

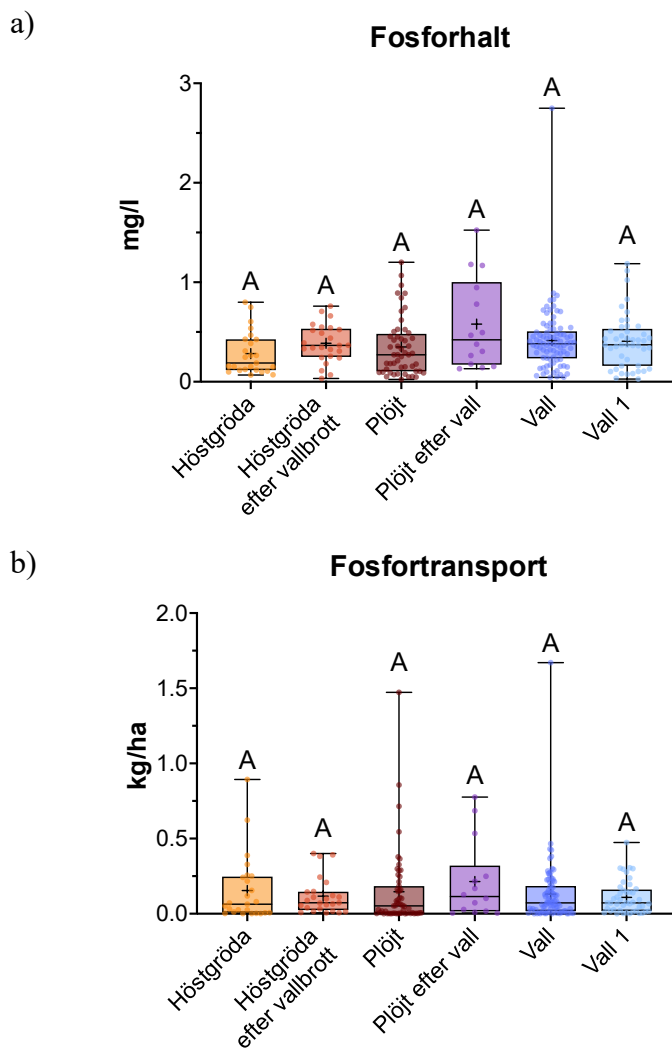


b)



Figur 12. Kvävehalter (a; mg/l) och kvävetransporter (b; kg/ha) för de sex olika vegetationstyperna baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test.

För fosfortransporter och fosforhalter visar analysen däremot inga statistiskt signifikanta skillnader mellan fältets vegetationstyp och utlakningen (Figur 13). Medianvärdena för både transport ($< ca 0,1 \text{ kg/ha}$) och halt ($< ca 0,5 \text{ mg/l}$) ligger nära varandra för samtliga vegetationstyper. Det finns dock en viss spridning mellan mätvärdena och ett antal extremvärden noteras. Särskilt intressant är att ledet "Vall" visar den enskilt högsta haltnoteringen ($>2,5 \text{ mg/l}$) och en av de högsta transporttopparna ($>1,5 \text{ kg/ha}$). Även "Plöjt" visar enstaka höga transporttoppar.



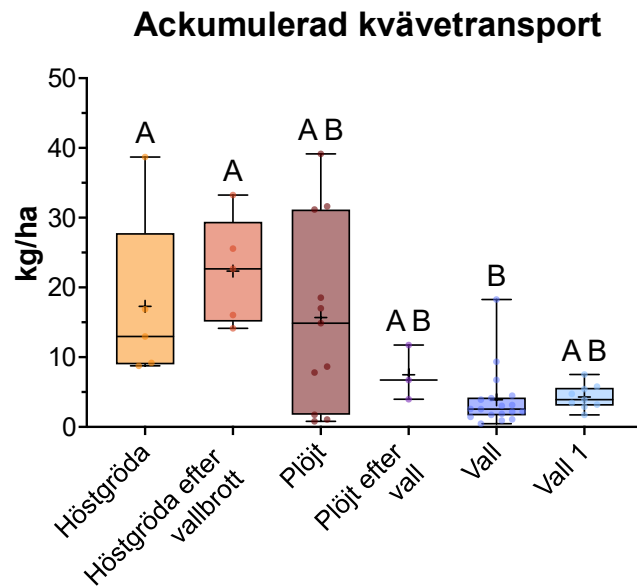
Figur 13. Fosforhalter (a; mg/l) och fosfortransporter (b; kg/ha) för de sex olika vegetationstyperna baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test.

4.4.2 Ackumulerade transporter per vegetationstyp

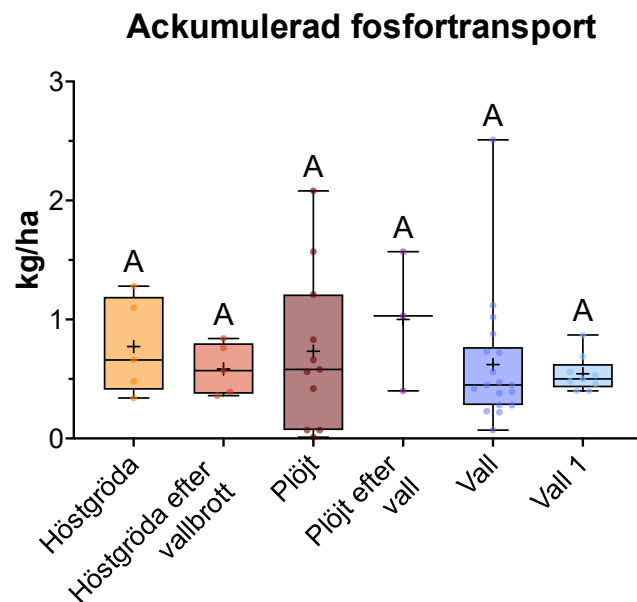
För totalkväve uppmätts de högsta ackumulerade transporter under perioden november – mars för vegetationstyperna "Höstgröda" och "Höstgröda efter vallbrott" (Figur 14). Dessa två led uppvisar signifikant högre medianvärden jämfört med "Vall". Medianvärdet för "Höstgröda efter vallbrott" ligger kring 23 kg N/ha. Medianvärdena för "Plöjt", "Plöjt efter vall" och "Vall 1" är inte statistiskt skilda mot någon av vegetationstyperna. Spridningen av de ackumulerade kvävetransporterna mellan enskilda mätår är stor, särskilt för "Höstgröda" och "Plöjt". För "Höstgröda" skiljer det ca 30 kg N/ha mellan de högsta och lägsta ackumulerade värdena och för "Plöjt" ca 40 kg N/ha.

För de ackumulerade fosfortransporterna finns det ingen signifikant koppling till vegetationstypen under november – mars (Figur 14). Medianer och medelvärden ligger mellan 0,5 – 1 kg P/ha för samtliga vegetationstyper. Den högsta medianen och medelvärdet uppmätts för "Plöjt efter vall", men är dock enbart baserat på 3 mätvärden. Spridningen mellan interkvartilavståndet är liksom för kvävet störst för "Höstgröda" och "Plöjt". Den högsta enskilda ackumulerade transporten noteras för "Vall" och uppgår till ca 2,5 kg/ha.

a)



b)



Figur 14. Ackumulerade transporter (kg/ha) av kväve (a) och fosfor (b) för perioden november – mars för de sex olika vegetationstyperna. Varje datapunkt motsvarar den ackumulerade transporten för nov – mars för ett år. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test.

4.5 Utlakning beroende på tidpunkten för vallbrott

Totalt har nio vallbrott genomförts på fältet och de har grupperats utifrån tidpunkten för vallbrott. Vallbrott i juli klassificeras som tidiga ("tidigt"), vallbrott i augusti/september som medelsena ("mellan") och vallbrott i oktober/november som sena ("sent") (Tabell 5). Alla vallbrott har genomförts mekaniskt med kultivator och/eller plog.

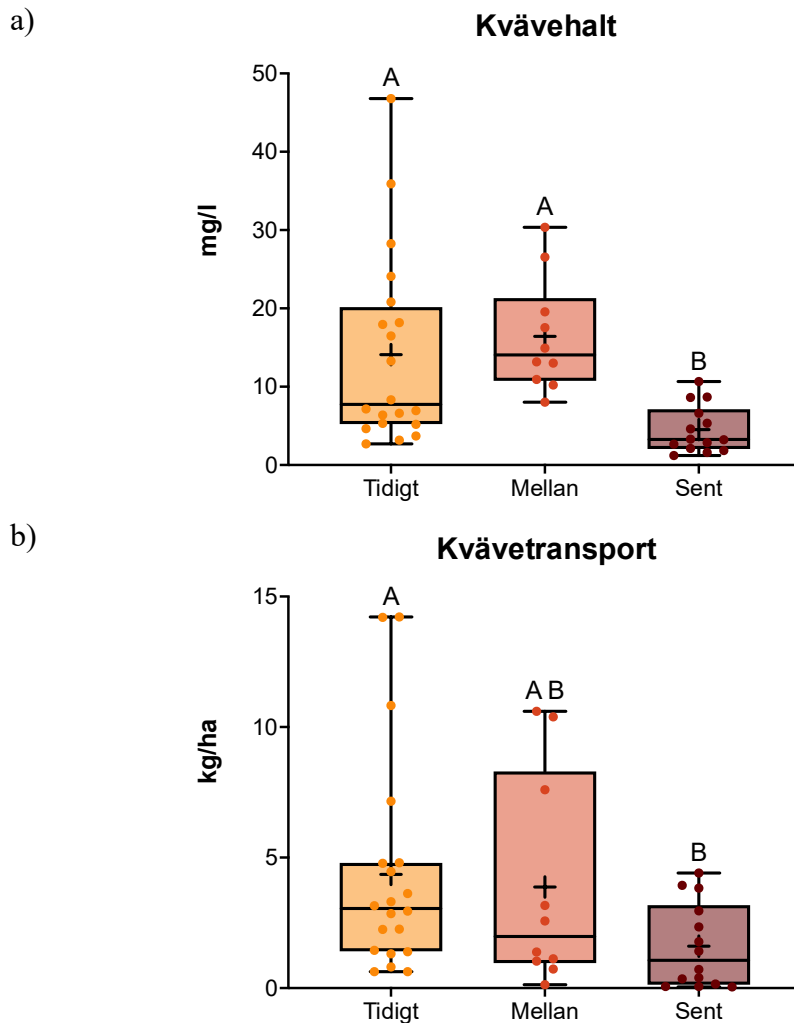
Tabell 5. Information om klassificering, datum för vallbrott, efterföljande gröda, månad för sådd av efterföljande gröda för de nio vallbrotten samt antal mätvärden (n = antal år 5 månader).*

Klassificering	Datum för vallbrott	Efterföljande gröda	Tid för sådd av efterföljande gröda	Antal mätvärden (n)
Tidigt	12 juli 1989	Vårkorn	Maj	20
	25 juli 1997	Höstrybs	Augusti	
	30 juli 2003	Höstvete (vallin-sådd vår)	September	
	15 juli 2014	Höstråg	September	
Mellan	20 augusti 2007	Höstvete	September	10
	15 september 2024	Höstkorn	September	
Sent	18 november 1980	Vårkorn	Maj	15
	22 oktober 1993	Vårkorn	Maj	
	12 november 2020	Vårkorn + vallin-sådd	April	

Figur 15 och Figur 16 visar hur månadsvärden för transporter och halter av totalkväve och totalfosfor skiljer sig mellan tidiga, medelsena och sena vallbrott, baserat på månadsvärden från perioden november – mars.

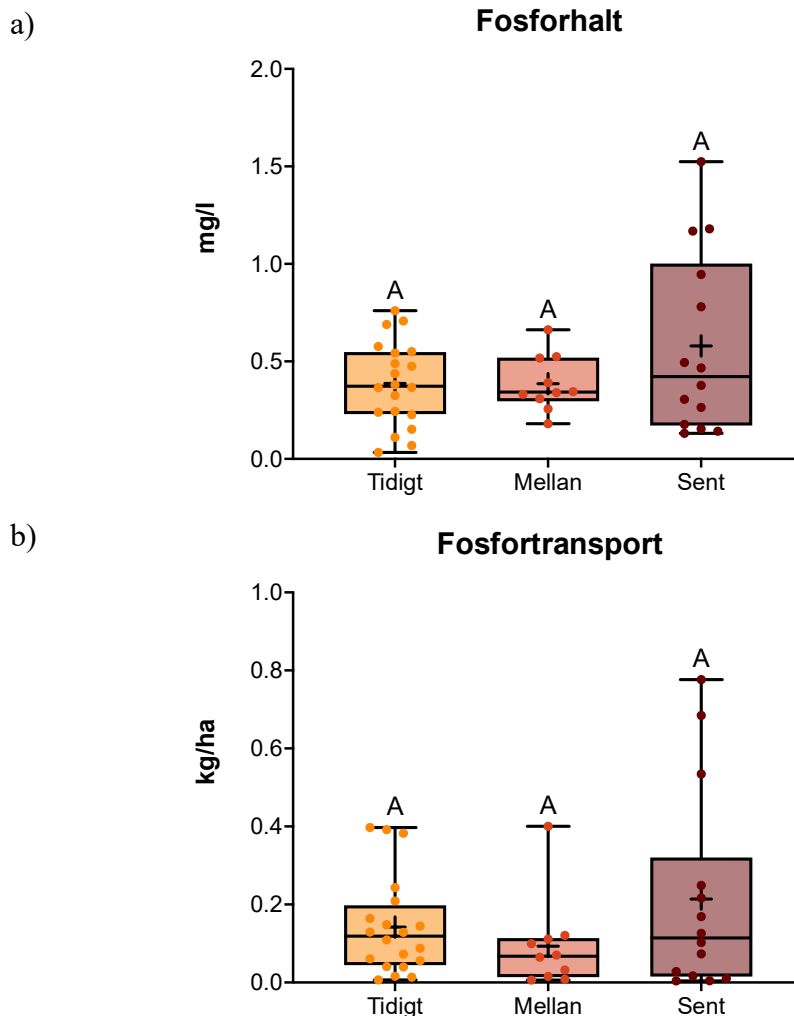
Tidpunkten för vallbrott visar signifikant påverkan på både kvävetransporter och kvävehalter (Figur 15). För kvävehalterna (Figur 15a) är medianvärdet för sena vallbrott (ca 3 mg/l) signifikant lägre än för både tidiga (ca 8 mg/l) och medelsena vallbrott (ca 16 mg/l). För kvävetransporterna (Figur 15b) är medianvärdet för sena vallbrott (ca 1 kg N/ha) signifikant lägre än för tidiga vallbrott (ca 3 kg N/ha) men

högre än för medelsena vallbrott (ca 2 kg N/ha). För de tidiga vallbrotten förekommer den största spridningen mellan månadsvärdena och ett antal höga värden för både transporter och halter utanför interkvartilavståndet. Sena vallbrott har den lägsta inomgruppsvariationen för både kvävetransporter och kvävehalter.



Figur 15. Kvävehalter (a; mg/l) och kvävetransporter (b; kg/ha) för de olika tidpunkterna för vallbrott baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test.

För fosforutlakningen observerades inga signifikanta skillnader mellan de olika tidpunkterna för vallbrott, varken för fosforhalter eller fosfortransporter (Figur 16). Samtliga medianvärden ligger kring 0,1 kg/ha för transportererna och runt 0,4 mg/l för halterna. De högsta enskilda värdena för både transporter (ca 0,8 kg) och halter (ca 1,5 mg/l) har uppmätts vid sena vallbrott.



Figur 16. Fosforhalter (a; mg/l) och fosfortransporter (b; kg/ha) för de olika tidpunkterna för vallbrott baserat på alla enskilda månadsvärden för transporter och halter under perioden november – mars. Lådagrammen visar median (horisontell linje), medelvärde (+), mätvärden (punkter), högsta- och lägsta värde (morrhår) och interkvartilavstånd (låda; 25:e–75:e percentilen). Bokstäver indikerar signifikanta skillnader i medianvärde ($p < 0,05$) utifrån Kruskal-Wallis analys med Dunns post-hoc test.

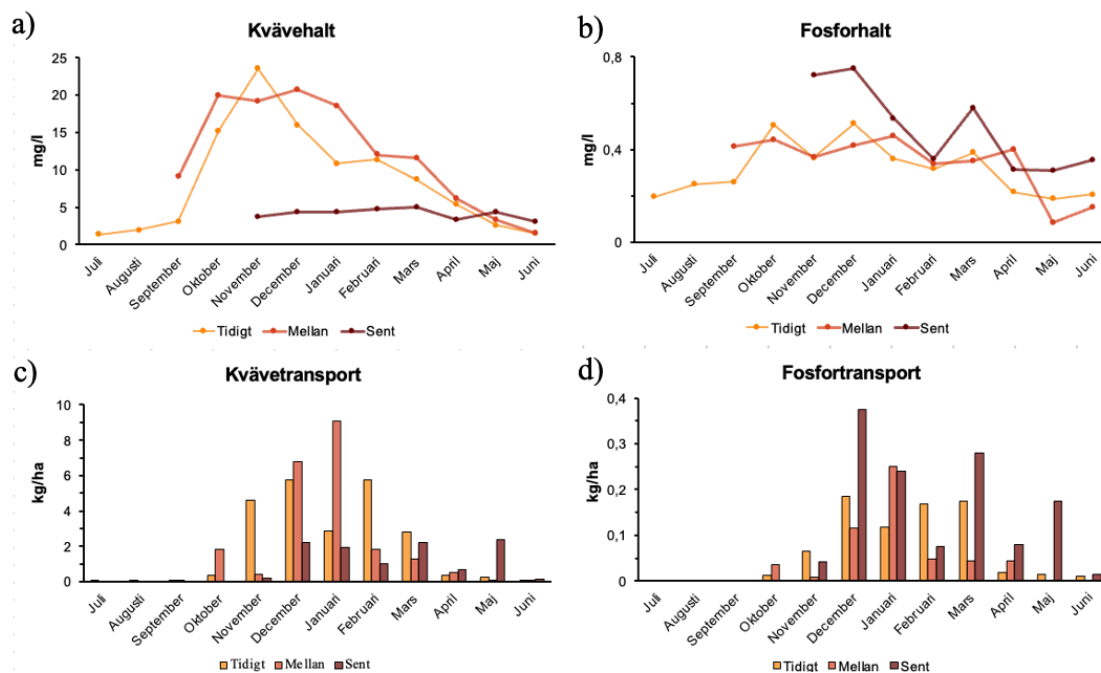
4.5.1 Månadsdynamik för transporter och halter per tidpunkt för vallbrott

Medelvärden för transporter och halter per månad för de olika tidpunkterna för vallbrott visas i Figur 17.

Mönstret för kvävetransport (Figur 17c) visar att det är generellt högre belastning från de tidiga och medelsena vallbrotten än för de sena vallbrotten. Skillnaderna i transport mellan de tre leden är störst under vinterhalvåret, för att sedan successivt avta och konvergera under våren och försommaren.

Kvävehalterna (Figur 17a) följer ett liknande mönster som kvävetransporterna (Figur 17c) där halterna för tidiga och medelsena vallbrott följer varandra relativt nära medan halterna för sena vallbrott ligger stadigt lägre fram till vegetationsperiodens början då medelvärdena konvergerar. För det tidiga vallbrottet kulminerar kvävehalterna i november med ett medelvärde på 23,5 mg/l, medan halterna för medelsena vallbrott kulminerar i december (20,7 mg/l). Därefter sjunker halterna successivt under vårvintern och våren. Till skillnad mot de tidiga och medelsena vallbrotten visar de sena vallbrotten stabilt låga halter kring 5 mg/l under hela perioden fram till maj.

För fosforhalt (Figur 17b) och fosfortransport (Figur 17d) är det istället de sena vallbrotten som har det högsta medelvärdet vid nästan alla tidpunkter. De högsta medelvärdena för fosfortransport återfinns i december och januari. Fosforhalterna för tidiga och medelsena vallbrott är relativt jämna under hela perioden september – mars/april medan fosforhalterna för sena vallbrott varierar mer under säsongen med två toppar i november/december och mars.



Figur 17. Månadsmedelvärden för kvävehalter (a; mg/l), fosforhalter (b; mg/l), kvävetransporter (c; kg/ha) och fosfortransporter (d; kg/ha) för perioden november – juni för tidiga, medelsena och sena vallbrott. $n_{tidigt} = 4$, $n_{medelsena} = 2$ och $n_{sena} = 3$.

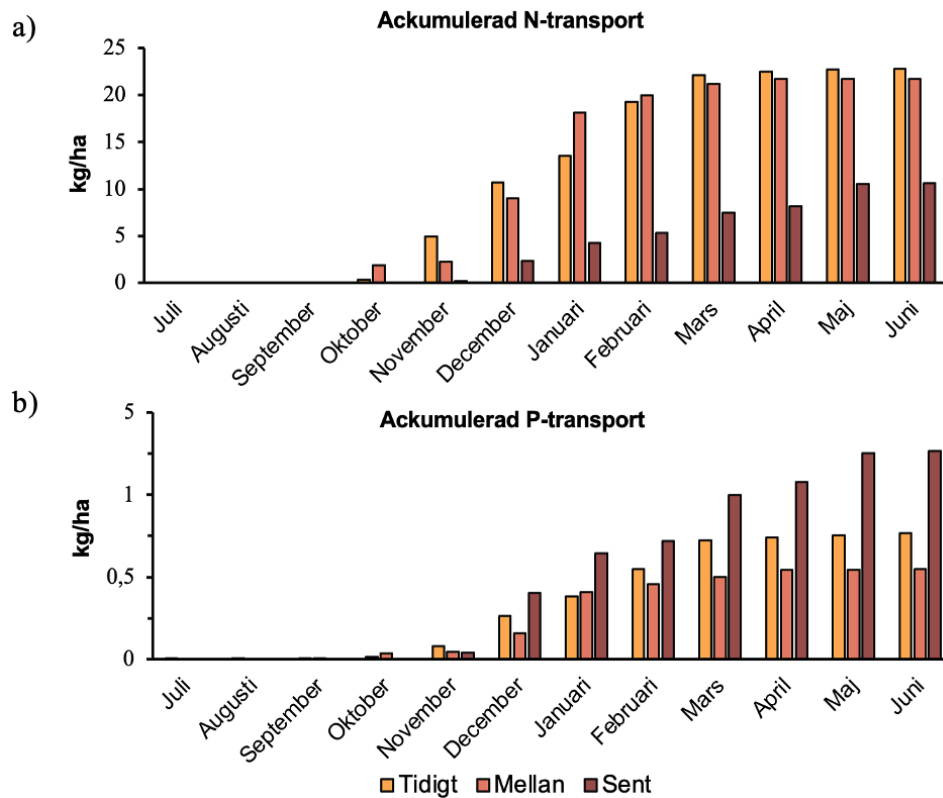
4.5.2 Ackumulerade transporter per tidpunkten för vallbrott

Figur 18 visar hur transportererna av kväve och fosfor ackumuleras från tidpunkten för vallbrott och fram till det agrohydrologiska årets slut.

För kväve (Figur 18a) är den ackumulerade transporten betydligt högre vid tidiga och medelsena vallbrott jämfört med sena vallbrott. Ackumuleringen i de tidiga och medelsena leden inleds under oktober och november, för att sedan öka under vintermånaderna fram till mars. I juni uppgick den totala kväveförlusten till ca 23 kg/ha för tidigt respektive 22 kg/ha för medelsent vallbrott. Det sena vallbrottet resulterade i en avsevärt lägre totalförlust om ca 10 kg/ha, vilket motsvarar en minskning med mer än hälften jämfört med de tidigare vallbrotten. För det sena vallbrotten fortsatte den ackumulerade transporten att öka under våren vilket förklaras av det relativt höga medelvärdet för kvävetransportererna i mars och maj som visas i Figur 17.

För fosfor (Figur 18b) syns ett motsatt förhållande där det sena vallbrottet genererade den högsta ackumulerade transporten i juni (ca 1,3 kg/ha). De tidiga och medelsena vallbrotten resulterade i lägst ackumulerade fosforförluster på

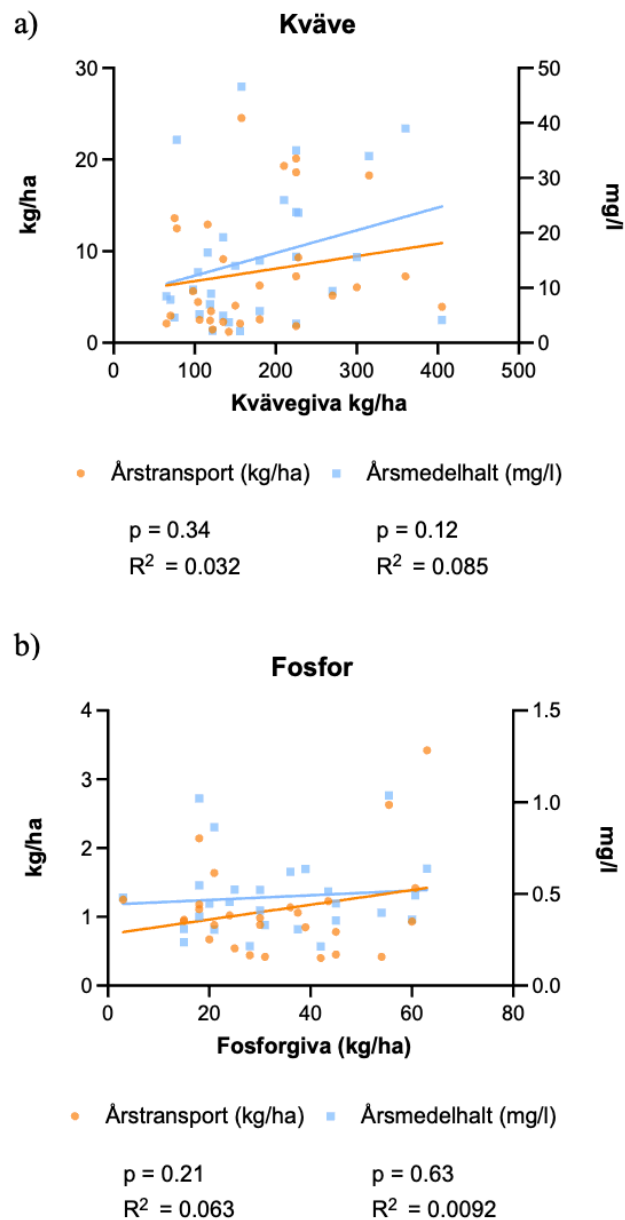
ca 0,8 kg/ha respektive 0,5 kg/ha. Till skillnad från kvävetransporten som i hög grad planar ut under våren visar fosfortransporten för det sena ledet en kontinuerlig ökning under hela våren fram till juni. Fosfortransporten för de tidiga och medelsena vallbrotten visar inte samma kontinuerliga ökning under våren.



Figur 18. Ackumulerade transporter(kg/ha) av totalkväve (a) och totalfosfor (b) från tidpunkten för vallbrott fram till det agrohydrologiska årets slut i juni för tidiga, medelsena och sena vallbrott. De ackumulerade värdena baseras på månadsmedelvärden.

4.6 Utlakning i relation till gödsling

Regressionsanalys av årstransporter och årsmedelhalter av totalkväve (Figur 19a) och totalfosfor (Figur 19b) i dräneringsvattnet jämfört mot växtodlingssäsongens spridna kväve- och fosforgivor visar att det inte finns något linjärt samband mellan gödsling och utlakning från fältet samt att förklaringsgraden är mycket låg ($p > 0,05$ och $R^2 < 0,1$ för samtliga regressioner).



Figur 19. Linjär regressionsanalys av årstransporter (kg/ha) och årsmedelhalter (mg/l) av totalkväve (a) och totalfosfor (b) jämfört mot mängden kväve- och fosforgödsling under växtodlingssäsongen för alla år där gödsling skett. P - värde och R²-värde för respektive regressionsanalys visas i figuren under respektive teckenförklaring i legenden.

4.7 Konventionellt vs ekologiskt

Statistisk analys (t-test) av utlakningsdata från 15 år av konventionell odling (1974/1975 – 1988/1989) jämfört med 15 år av ekologisk odling (1990/1991 – 2004/2005) visar att det inte finns några signifikanta skillnader för någon av parametrarna (Tabell 6).

Tabell 6. Resultat av t-test för 15 år av konventionell odling jämfört med 15 år av ekologisk odling för de fyra utlakningsparametrarna. Medelvärde, standardavvikelse och p-värde visas (signifikansnivå $p < 0,05$).

	Kvävetransport		Fosfortransport		Kvävehalt		Fosforhalt	
	Konv.	Eko.	Konv.	Eko.	Konv.	Eko.	Konv.	Eko.
Medel	10,77	13,92	0,91	1,09	5,54	5,47	0,40	0,42
SD	9,35	11,65	0,60	0,83	4,40	4,27	0,21	0,16
p	0,42		0,50		0,97		0,84	

5. Diskussion

5.1 Temperatur, nederbörd, avrinning och utlakning av kväve och fosfor

5.1.1 Temperatur, nederbörd och avrinning

De linjära sambanden som finns mellan nederbörd och utlakning av kväve och fosfor är mycket låga ($R^2 = 0,047$ för kvävetransport, $R^2 = 0,16$ för fosfortransport och $R^2 = 0,041$) vilket betyder att det linjära sambandet är svagt (Figur 7). Förklaringsgraden är något högre för fosfortransport (Figur 7b) än för kvävetransport (Figur 7a) vilket visar att fosforförlusterna är mer direkt kopplade till specifika händelser med hög nederbörd än vad kväveförlusterna är (Quinton et al. 2001; Shigaki et al. 2007). De låga förklaringsgraderna skulle kunna bero på att det är avrinningen som styr utlakningen och inte nederbörden. Avrinningen beror dock av nederbörden eftersom avrinningens storlek bestäms av nederbördsmängden och hur mycket vatten som magasineras i området eller avgår till atmosfären genom evapotranspiration (SMHI 2002). Linjär regressionsanalys av sambandet mellan nederbörd och avrinning på månadsbasis (september – maj) och årsbasis visar även den relativt låga förklaringsgraden ($R^2 = 0,13$ på månadsbasis och $R^2 = 0,4$ på årsbasis) (Bilaga 2). Det svaga sambandet mellan nederbörd och avrinning kan förklara varför även sambandet mellan nederbörd och utlakning är svagt.

Resultaten från den linjära regressionsanalysen för perioden september–maj visar ett statistiskt signifikant negativt samband mellan medeltemperatur och både kvävetransport och kvävehalt (Figur 8a,c). Det negativa sambandet kan verka motstridigt eftersom stigande temperatur ökar mineraliseringshastigheten (Van Schöll et al. 1997). Det negativa sambandet kan troligen förklaras av att utlakningen styrs mer av avrinningen än av temperaturen. Den högsta avrinningen sker under december – mars och då är även temperaturen som lägst (Figur 5). Under de varmare månaderna har fältet ofta varit grödbevuxet vilket betyder att även om mineraliseringshastigheten varit något högre har det ofta funnits växtlighet som tagit upp kväve och bidragit till att hålla kväveförlusterna nere. För fosfor finns ett signifikant positivt samband mellan temperatur och halt (Figur 8d), vilket kan tyda på att frisättningen av fosfor ökar med ökad temperatur. För fosfortransporter finns inget samband med temperaturen (Figur 8b). Det är dock viktigt att poängtera att även om sambanden är statistiskt signifikanta så är förklaringsgraden mycket låg för samtliga analyser (R^2 -värden mellan 0,012 och 0,041) vilket betyder att temperaturvariationer endast förklarar en mycket liten del av den totala variationen i utlakning. Det styrker teorin om att andra faktorer såsom avrinningens

storlek och specifika odlingsåtgärder (exempelvis vallbrott) har en betydligt större inverkan på näringsförlusterna från fältet än vad temperaturen har i sig själv.

5.1.2 TOC och suspenderat material

Analysen av sambandet mellan växtnäringstransport och transporten av organiskt material (TOC) samt partiklar (suspenderat material) visar på skillnader i hur kväve och fosfor mobiliseras från fältet (Figur 9).

För fosfor är det linjära sambandet mellan transport och både TOC och suspenderat material starkt ($R^2 = 0,79$ och $R^2 = 0,56$) (Figur 9b, d). Även för halterna (Figur 10b, d) är sambandet relativt starkt ($R^2 = 0,416$ för TOC och $R^2 = 0,375$ för suspenderat material). Resultatet betyder att fosforförlusterna till stor del är kopplade till transport av partiklar och organiska föreningar från fältet. Detta stöds av studier från avrinningsområden på jordbruksmark som visar att koncentrationen av suspenderat material är den starkaste mest drivande faktorn för transporten av partikulär fosfor (Sandström et al. 2020). Långtidsmätningar visar dessutom på ett starkt positivt samband mellan partikulär fosfor och TOC, vilket indikerar att fosfor som lämnar fältet till stor del är bunden till organiskt material (Norberg et al. 2022b). Det starka sambandet med TOC stämmer överens med teorin som säger att en betydande del av fosforförlusterna från åkermark som gödslats med stallgödsel under lång tid kan utgöras av organisk löslig fosfor (Eriksson et al. 2011). Sambandet med suspenderat material tyder på att det sker förluster av partikulär fosfor genom dräneringen vilket kan bero på intern erosion i lerjordens makropor-system (De Jonge et al. 2004; Eriksson et al. 2011).

För kväve är det linjära sambandet mellan transport och både TOC och suspenderat material svagt ($R^2 = 0,248$ och $R^2 = 0,236$) och för halterna är sambandet obefintligt (Figur 9a, c och Figur 10a, c). Kväveförlusterna är alltså inte nämnvärt kopplade till förluster av suspenderat material och TOC. Det är förväntat att det inte finns något samband med suspenderat material eftersom kväve till stor del utlakas som negativt laddade nitratjoner som inte binder till markpartiklar i någon större utsträckning (Eriksson et al. 2011; Norberg et al. 2022b). Att det finns ett linjärt samband för kvävetransporter men inte för kvävehalter kan förklaras av att transportererna av kväve, TOC och suspenderat material är beräknade på samma avrinning. Därmed ökar transportererna med ökad avrinning för alla tre parametrar.

5.1.3 Kväve- och fosforförluster i relation till andra fält

För att sätta kväve- och fosforförlusterna från fältet i perspektiv är det intressant att jämföra med förlusterna från de övriga observationsfälten samt normalläcketaget från svensk åkermark (Tabell 3). Jämförelsen visar att kväveförlusterna från fältet

är relativt låga medan fosforförlusterna är mer än dubbelt så höga jämfört med medelvärdet från samtliga observationsfält och normalläckaget. Kvävetransporterna är 10 kg lägre jämfört mot samtliga observationsfält och 1 kg lägre jämfört mot normalläckaget.

Två anledningar till att kväveförlusterna från fältet är relativt låga kan vara jordarten och den stora andelen vall i växtföljden. Fältet har relativt hög lerhalt (mellan lera på 0 – 20 cm och styv lera på 20 – 90 cm) och kväveutlakningsrisken minskar ju högre lerhalten är (Kyllmar & Aronsson 2019). Dessutom har fältet varit vallbevuxet 10 av de 16 år som flerårsmedelvärdet är beräknat för och vallen är ju ett mycket bra skydd mot kväveförluster både enligt analysen av vegetationstyp (Figur 12 och Figur 14) och litteraturen (Aronsson & Torstensson 2004; Neumann et al. 2011; Kyllmar & Aronsson 2019).

De höga fosforförlusterna skulle också kunna förklaras av jordarten, eftersom förlusterna kan vara höga från lerjordar (Djodjic et al. 1999). Det är dock många markegenskaper som påverkar risken för fosforförluster, t.ex. fosforhalt, erosionskänslighet, risken för ytavrinning, porsystem, fosformättnadsgrad mm. (Johnsson et al. 2023). Fältets fosforhalt motsvarar fosforklass III och fosformättnadsgraden är 11% i matjorden och 12% i alven (Tabell 2). Koncentrationerna av löst reaktiv fosfor i dräneringsvattnet från fältet är inte korrelerade med fosformättnadsgraden, men positivt korrelerade med jordens specifika yta visade en tidigare studie (Ulén et al. 2012). Hög specifik yta medför också ofta högre förluster av totalfosfor och suspenderat material i form av små fosforhaltiga lerkolloider som kan frigöra löst reaktiv fosfor genom desorption (Ulén et al. 2012). Jorden på fältet har relativt hög specifik yta ($4,7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} \times 10^{-6}$) jämfört med övriga observationsfält (varierar från $1,0 - 6,9 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} \times 10^{-6}$) (Ulén et al. 2012), vilket skulle kunna vara en del av förklaringen till fältets höga fosforförluster. Som tidigare nämnt så visade analysen av TOC och suspenderat material att fosforförlusterna från fältet till stor del är kopplade till transport av partiklar och organiska föreningar (Figur 9) vilket betyder att partikelförluster och stallgödselspridning är ytterligare två faktorer som kan förklara höga fosforförluster från fältet. Klimatet påverkar också fosforförlusterna och de höga fosforhalterna i mars – april beror troligtvis på att partikelbunden fosfor mobiliseras med ökad avrinning i samband med snösmältning och tjällossning (Norberg et al. 2022a). Läckage av löslig reaktiv fosfor från omväxlande frysning och upptining av växtmaterial (Bechmann et al. 2005) kan också vara en bidragande faktor eftersom fältet ofta är bevuxet över vintern av framför allt vall.

5.2 Vegetationstyp

Analysen av fältets vegetationstyp under vinterperioden november – mars visar att vad som växer på fältet under vintern, och vad som har växt på fältet tidigare under säsongen, endast påverkar kväveutlakningen och inte fosforutlakningen (Figur 12, Figur 13, Figur 14). Utifrån analysen går det att säga generellt att risken för kväveutlakning är störst under de vintrar där det odlas höstgröda, höstgröda efter vallbrott eller där fältet ligger plöjt efter skörd och minst de vintrar där det odlas vall eller där fältet ligger i öppen plöjnad efter vallbrott. Det finns ingen signifikant skillnad mellan vall under etableringsåret eller äldre vall, vilket visar att vallen effektivt minskar kväveutlakningsrisken redan under den första vintern.

För fosfor finns det som sagt inga signifikanta samband mellan vegetationstypen och halter eller transporter (Figur 13). Den högsta fosforhalten och -transporten uppmättes i ”Vall” i november 2023 då avrinningen var 61 mm. Enligt litteraturen bör flerårig vall och till viss del höstgrödor effektivt skydda markytan mot ytavrinning och erosion och därmed minska fosforförlusterna (Johnsson et al. 2023). Några sådana effekter kan vi alltså inte utläsa från resultatet. Däremot konstaterade (Ulén 1988) i ett fältförsök att fosforförlusterna varierade mycket mellan åren beroende på klimatfaktorer och tjäle och att vall inte minskade fosforutlakningen jämfört med öppen plöjnad, vissa år var fosfatförlusterna högst från vallen vilket kunde bero på sönderfrysning av växtmaterial.

Vegetationstyp efter vallbrott

En intressant slutsats är att det utlakas mer kväve då en höstgröda odlas efter vallbrottet än när fältet lämnas i öppen plöjnad efter vallbrottet för att sedan sås med en vårgröda (Figur 12 och Figur 14). Höstgrödorna som odlats efter vallbrott är höstkorn (1 tillfälle), höstråg (1 tillfälle) och höstvetete (3 tillfällen), och deras kväveupptag under hösten har alltså inte varit tillräckligt stort för att motverka kväveförluster. Att höstvetete inte förmår att ta upp allt kväve som mineraliseras efter vallbrott bekräftas av flera studier (Djurhuus & Olsen 1997; Høgh-Jensen & Schjoerring 1997; Granstedt & Baeckström 2000; Neumann et al. 2011). För att minska kväveförlusterna är det alltså bättre att göra ett sent vallbrott i oktober/november och så en vårgröda istället för höstsäd (Neumann et al. 2011; Kyllmar & Aronsson 2019; Johnsson et al. 2023). Djurhuus och Olesen (1997) fann att majoriteten av det organiska kvävet som frigjorts efter vallbrott mineraliserades inom två år, och påpekar därför att fältet bör vara bevuxet av en gröda som kan utnyttja det frigjorda kvävet även det andra året efter vallbrottet.

Analysen kompliceras dock av en systematisk koppling i datamaterialet mellan bearbetningstidpunkt och efterföljande vegetation. Samtliga tidiga och medelsena vallbrott följdes av sådd av en höstgröda, medan de sena vallbrotten uteslutande

lämnats i öppen plöjnad inför vårsådd. Detta innebär att analysen av vegetationstyperna ”Höstgröda efter vallbrott” och ”Plöjt efter vall” i praktiken reflekterar utlakningsrisken kopplad till vallbrottets tidpunkt snarare än vegetationstypens isolerade effekt. För att faktiskt kunna analysera hur en höstgröda påverkar utlakningsrisken efter vallbrott behövs data för ”Höstgröda efter vallbrott” och ”Plöjt efter vallbrott” för samma tidpunkt för vallbrott. Eftersom fältet aldrig lämnats i öppen plöjnad efter tidiga eller medelsena vallbrott eller såtts med en höstgröda efter ett sent vallbrott är inte en sådan jämförelse möjlig.

Vegetationstyp för år utan vallbrott

Även för år utan vallbrott visar det sig att det inte gör någon skillnad för kväveutlakningen under november – mars om fältet är bevuxet med höststråsäd (höstvetete) eller om fältet ligger i öppen plöjnad (plöjt i september/oktober efter skörd av spannmål) (Figur 12 och Figur 14). Det är dock viktigt att notera att förfrukterna till det höstvetete som odlats har varit vårraps, havre/ärt, ärt, åkerböna och höstrybs medan de grödor som odlats innan fältet lämnats i öppen plöjnad varit höstvetete, vårkorn, havre/ärt och höstråg. Det är alltså inte en helt rättvis jämförelse eftersom samtliga förfrukter till höstvetetet har en relativt hög kväveefterverkan om ca 20 – 40 kg N/ha medan kväveefterverkan av stråsäd är ca 0 kg N/ha (Jordbruksverket 2026a). Medianvärdet för ackumulerade transporter under november – mars ligger runt ca 15 kg N/ha för både ”Höstgröda” och ”Plöjt” (Figur 14). Höstvetetet tar alltså upp en del kväve efter förfrukten, men inte tillräckligt mycket för att minska kväveutlakningen jämfört med att lämna fältet i öppen plöjnad efter spannmålsskörd. För att ytterligare kunna jämföra utlakningen mellan ”Höstgröda” och ”Plöjt” vore det nödvändigt att kunna jämföra utlakningen mellan år med samma förfrukt för båda vegetationstyperna.

5.3 Tidpunkt för vallbrott

Analysen av de nio vallbrotten som gjorts på fältet visar tydligt att tidpunkten för vallbrott påverkar utlakningsrisken, men att effekterna skiljer sig åt mellan kväve och fosfor. Resultatet visar att sena vallbrott leder till signifikant lägre kvävetransport än tidiga vallbrott och signifikant lägre halter jämfört med både tidiga och medelsena vallbrott (Figur 15). Resultatet stämmer väl överens med tidigare fältförsök och rådande rekommendationer som också konstaterar att kväveutlakningsrisken är lägre vid sena vallbrott än vid tidiga vallbrott (Neumann et al. 2011). Medianvärdet för kvävehalten vid sena vallbrott var ca 3 mg/l, vilket är avsevärt lägre än för tidiga (8 mg/l) och medelsena (16 mg/l) vallbrott. Den ackumulerade kvävetransporten (Figur 18a) fram till juni året efter vallbrottet var dessutom mer än dubbelt så hög för tidiga och medelsena vallbrott (ca 22–23 kg N/ha) jämfört med sena vallbrott (ca 10 kg N/ha). Skillnaden i kväveutlakning beroende på

tidpunkt för vallbrott kan förklaras av sambandet mellan mineralisering, marktemperatur och grödans näringsupptag.

För fosfor fanns inget signifikant samband mellan tidpunkten för vallbrott och utlakningsrisken. Det finns dock en tendens till högst fosforförluster efter sena vallbrott, vilket syns särskilt tydligt för ackumulerade transporter (Figur 16, 17 och Figur 18). Ett fältförsök i Södermanland såg ingen skillnad i utlakning mellan tidiga och sena vallbrott (Gustafson & Torstensson 1988) men ett fältförsök på lerjord i Västergötland fann att fosforutlakningen minskade vid sena vallbrott jämfört med tidiga vallbrott (Neumann et al. 2011). Resultatet stämmer alltså inte överens med resultatet från någon av de försök som undersökt fosforförluster beroende på tidpunkt för vallbrott

För att minska risken för kväveläckage bör alltså vallbrott och jordbearbetning ske så sent som möjligt under hösten. Det finns dock en risk för att sena vallbrott kan tendera att öka risken för fosforförluster vilket gör att det finns ett visst motsatsförhållande mellan vallbrottets inverkan på kväve- och fosforförluster.

5.4 Gödsling och produktionssystem

Resultatet visade att det inte fanns något statistiskt signifikant samband mellan gödsling och utlakning av kväve och fosfor från fältet (Figur 19). Det kan förklaras av att det inte är gödselgivans storlek i sig som avgör utlakningsrisken utan gödselgivans storlek i förhållande till grödans näringsupptag och näringsbehov (Liu 2013; Kyllmar & Aronsson 2019).

Avsaknaden av korrelation mellan gödsling och utlakning bekräftas av flertalet andra studier. Norberg et al. (2022b) fann exempelvis inget samband på observationsfält 14AC, och enligt Sørensen och Jensen (2013) saknas ofta ett tydligt samband mellan stallgödselgivans storlek och mängden utlakad fosfor. En bidragande orsak till resultatet på fält 1D är sannolikt att en stor del av gödseln spridits till vall, där grödans effektiva upptag minskar risken för överskott. Detta ligger i linje med danska fältförsök på sandjord där ingen skillnad i nitratutlakning kunde ses från vallar som gödslats med mellan 0 och 300 kg N/ha i form av nötflytgödsel (Thers et al. 2024).

När fältets drift övergick från konventionell till ekologisk år 1989 ersattes mineralgödsel helt av stallgödsel (främst nötflytgödsel) och gödslingsintensiteten minskade. Under den konventionella 15-årsperioden tillfördes totalt cirka 1890 kg N/ha och 370 kg P/ha, medan motsvarande siffror för den ekologiska perioden var 1250 kg N/ha och 200 kg P/ha. Liksom regressionsanalysen för gödsling och

utlakning (Figur 19) visar även det här resultatet att mängden tillförd växtnäring inte direkt påverkar utlakningens storlek.

Att utlakningen förblev på samma nivå trots lägre näringstillförsel under den ekologiska perioden tyder dock på ett sämre växtnäringssutnyttjande av stallgödseln. Detta kan förklaras av stallgödselns mer oförutsägbara effekt och lägre spridningsprecision, vilket försvårar en optimal anpassning till grödans behov (Sørensen & Jensen 2013). En betydande utmaning är att organiskt kväve från stallgödsel eller nedbrukade växtrester mineraliseras kontinuerligt och frigörs ofta under höst och vinter när inget aktivt upptag sker, vilket betyder att näringen riskerar att utlakas (Torstensson et al. 2006; Aronsson et al. 2007; Sørensen & Jensen 2013). Det finns dock fler studier som inte har funnit någon skillnad i nitrattutlakning beroende på om stallgödsel eller mineralgödsel använts (Thomsen et al. 1997; Delin & Stenberg 2021; Pedersen et al. 2021; Fontaine et al. 2024).

Flera studier visar att varken kväve- eller fosforbalanser fungerar som tillförlitliga indikatorer för förväntad utlakning (Watson et al. 2002; Ulén et al. 2005; Aronsson et al. 2014; Valkama et al. 2016; Fontaine et al. 2024). För fosfor styrs utlakningsrisken snarare av markens långsiktiga status och dess adsorptionsförmåga (Andersson 2016; Johnsson et al. 2023). En långvarig användning av stallgödsel med fosforöverskott kan bygga upp markens fosforförråd och öka risken på lång sikt, men detta reflekteras inte nödvändigtvis i utlakningen sett på årsbasis (Liu 2013; Sørensen & Jensen 2013; Geranmayeh & Aronsson 2015). Särskilt vid stallgödselspridning är faktorer som jordens egenskaper, tiden mellan spridning och avrinning samt kontakten mellan gödsel och jord av större betydelse för utlakningsrisken än givans storlek (Aronsson et al. 2019).

Jämförelse med andra försök av konventionell vs ekologisk drift

Avsaknaden av signifikanta skillnader i näringsförluster mellan konventionell och ekologisk drift på fält 1D överensstämmer väl med Aronsson et al. (2007). De fann i en studie på lerjord att de årliga kväveförlusterna var måttliga och likvärdiga mellan systemen. En jämförelse med Torstensson et al. (2006), som genomförde en liknande studie på sandjord, visar dock att jordarten har stor betydelse för utlakningens omfattning. På sandjord uppmättes betydligt högre kväveförluster, och där visade det sig att ett konventionellt system kombinerat med fånggrödor var mest effektivt för att minimera läckaget.

När det gäller fosforutlakning skiljer sig resultaten för fält 1D något från Aronsson et al. (2007), som fann signifikant högre förluster i ett ekologiskt system med grüngödsling. Torstensson et al. (2006) noterade också att det konventionella systemet kunde uppvisa något högre fosforförluster till följd av sönderfrysning av

fånggrödor. Sammanfattningsvis bekräftar dessa studier och resultaten från fält 1D att ekologisk odling i sig inte garanterar lägre näringsförluster. Det är istället specifika odlingsåtgärder såsom användning av fånggrödor, vallens varaktighet och tidpunkten för jordbearbetning som är avgörande för att minimera utlakningen, oavsett om systemet tillförs mineralgödsel eller organiska gödselmedel. Både Aronsson et al. (2007) och Torstensson et al. (2006) lyfter dessutom fram att växtnäringsutnyttjandet var mindre effektivt i de ekologiska systemen, vilket medför en högre utlakning per enhet skördad gröda.

6. Slutsats

Genom analysen av den 50-åriga mätserien från observationsfält 1D kan flera tydliga slutsatser dras gällande hur odlingssystemet och enskilda åtgärder påverkar utlakningen av kväve och fosfor. Resultaten understryker komplexiteten i växtnäringsförluster men pekar också på några konkreta möjligheter för lantbrukaren att minimera växtnäringsförlusterna, särskilt av kväve, genom aktiva val i växtföljden. Fosfor har inte uppvisat något signifikant samband med någon av de undersökta odlingsåtgärderna och det är därför svårt att ge några råd kring metoder för att minska fosforförlusterna.

Vallodling är den enskilt mest effektiva strategin för att hålla nere kväveförlusterna från fältet. Utlakningen under år med liggande vall är signifikant lägre än för alla andra vegetationstyper, och denna skyddande effekt är fullt etablerad redan under vallens första vinter. Den kritiska tidpunkten i växtföljden är vallbrottet där stora mängder mineraliserat kväve riskerar att utlakas.

En central slutsats från mätserien, som är helt i linje med litteraturen, är att tidpunkten för vallbrott är avgörande där sena vallbrott i oktober eller november minskar kväveutlakningen med mer än hälften jämfört med tidiga brott i juli eller augusti. Analysen av utlakningsdatan visar också att etablering av en höstgröda efter ett tidigt vallbrott inte är tillräckligt för att kompensera för den kraftiga mineraliseringen. Trots den växande grödan blir utlakningen högre än vid ett sent vallbrott följt av öppen plöjnad över vintern.

Till skillnad från kväve uppvisar fosforutlakningen inget statistiskt signifikant samband med fältets vegetationstyp eller tidpunkten för vallbrott. Det finns dock en tendens till att fosforförlusterna är högre efter sena vallbrott än efter tidiga och medelsena vallbrott. Fosforförlusterna i hög grad av partikeltransport och organiskt material, vilket bekräftas av de starka sambanden mellan fosfortransport och både suspenderat material och TOC. Detta tyder på att makroporflöden och erosionsprocesser är de primära drivkrafterna för fosforförluster på denna lerjord.

Trots fältets långa historik med stallgödsetillförsel går det inte att se något direkt linjärt samband mellan enskilda års gödselgivor och utlakningens storlek. Utifrån denna analys går det alltså inte att ge något råd om hur fältet bör gödslas för att minska utlakningsrisken. Det går inte heller att se någon skillnad i utlakning beroende på om fältet odlats konventionellt eller ekologiskt.

Enskilda väderparametrar (nederbörd, temperatur) förklarar endast en mycket liten del av den totala variationen i utlakning. Slutsatsen är att utlakningen på fältet

främst styrs av avrinning i kombination med specifika odlingsåtgärder, såsom tidpunkt för vallbrott, snarare än av vädret i sig.

Praktiska råd för att minska utlakningen

Utifrån studiens resultat kan följande praktiska råd ges för att minska risken för näringsförluster från fältet:

- I. **Senarelägg vallbrottet:** För att minimera kväveförluster bör vallbrott och efterföljande jordbearbetning ske så sent som möjligt under hösten (oktober–november). Detta kan dock medföra en viss ökad risk för fosforförluster.
- II. **Prioritera vårsådd efter vall:** Eftersom odling av höstgröda efter tidiga vallbrott resulterar i hög kväveutlakning så bör vallen följas av en vårgröda i växtföljden.
- III. **Fokusera på markstruktur:** Då fosforförlusterna är starkt kopplade till transport av suspenderat material bör lantbrukaren värna om markstrukturen för att minska risken för ytavrinning och makroporflöden.
- IV. **Odlå så mycket vall som möjligt:** Kväveförlusterna är mycket små under år med liggande vall.

Slutligen visar arbetet på det ovärderliga med långsiktig miljöövervakning. Utan den långa mätserien hade det inte varit möjligt att kunna analysera så pass många olika odlingsåtgärder. Även om data från ett fält i praktisk drift innebär utmaningar för statistisk säkerställdhet p.g.a. den stora variationen mellan år och inga kontroll-led, ger det en realistisk bild av hur växtnäringsförluster kan te sig på ett brukat fält och kan komplettera resultat från fältförsök.

6.1 Fortsatta studier

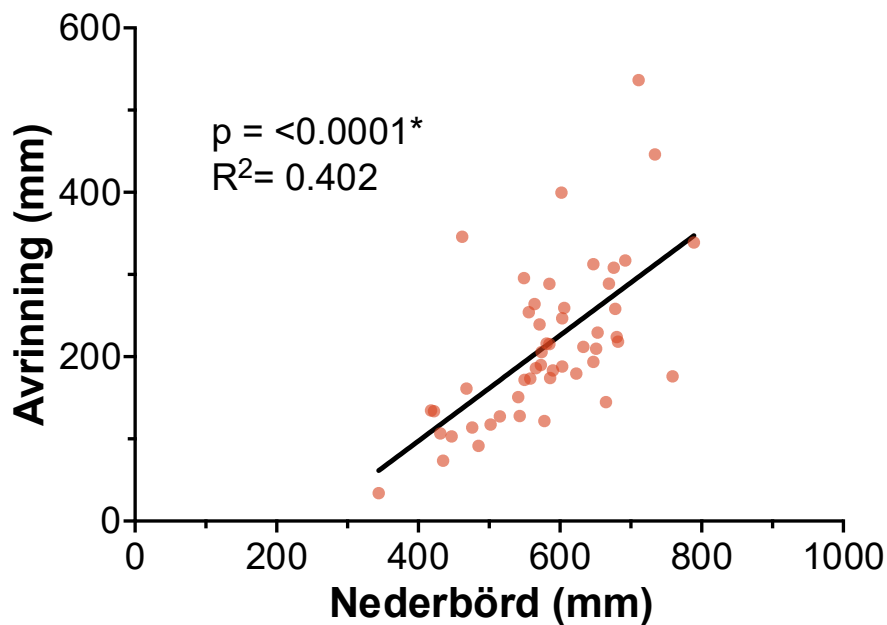
Utifrån den data som finns tillgänglig från fältet finns det många möjligheter att djupdyka ytterligare och göra fler analyser. Det hade exempelvis varit intressant att även analysera utlakningen av joner från fältet och näringsämnen i grundvattennet. Analysen av kväve- och fosforförluster kan fördjupas genom att undersöka enskilda kväve- och fosforformer utöver enbart totalkväve och totalfosfor. Odlingsdatan kan användas till att göra andra analyser av odlingsåtgärderna än de som har gjorts i det här arbetet, t.ex. med fokus på någon annan gröda i växtföljden. Det vore intressant att vidare analysera hur tidpunkten för vallbrott påverkar fosforförlusterna, eftersom det var svårt att finna tidigare försök på ämnet och att mitt resultat visade tendens till högre förluster efter sena vallbrott - i motsats till resultaten från de funna studierna. Slutligen vore det mycket intressant att göra motsvarande analyser som gjort i det här arbetet för andra observationsfält för att se om resultaten skiljer sig mellan olika gårdar med olika förutsättningar.

Bilaga 1

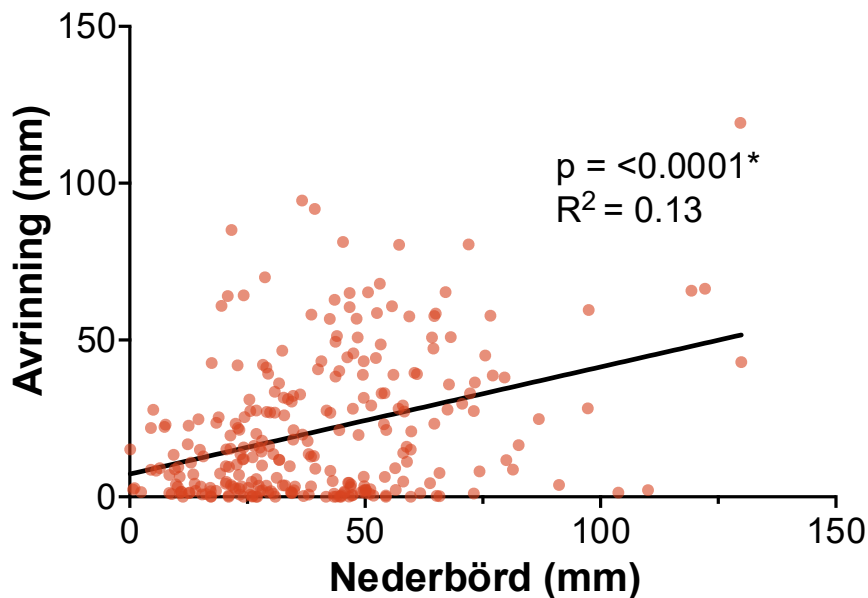
Tabell b1. Sammanställning av vilka parametrar som har analyserats i dräneringsvatten respektive grundvatten från observationsfälten och under vilka år som analyserna genomfördes.

Dräneringsvatten/ grundvatten	År	Parametrar
Dräneringsvatten	1973 - 1974 -	Konduktivitet Tot-N, NO ₃ -N, tot-P, PO ₄ -P, pH
	1974 - 2010	NH ₄ -N
	1980 - 2010	Kalium (K ⁺), Natrium (Na ⁺), Magnesium (Mg ²⁺), Kalcium (Ca ²⁺), Klorid (Cl ⁻), och Sulfat (SO ₄ -S)
	1981 -	Alkalinitet
	1985 - 1994 -	Suspenderat material TOC (totalt organiskt kol)
	2009 -	Partikulärt P
Grundvatten	1974 -	NO ₃ -N, pH, konduktivitet
	1974 - 1982	NH ₄ -N
	1980 - 2010	Kalium (K ⁺), Natrium (Na ⁺), Magnesium (Mg ²⁺), Kalcium (Ca ²⁺), Klorid (Cl ⁻), och Sulfat (SO ₄ -S)
	1981 - 1994 -	Alkalinitet TOC (totalt organiskt kol)

Bilaga 2



Figur b1. Visar linjär regression av sambandet mellan årsnederbörd och årsavrinning. Data för avrinning och nederbörd hämtade från fältdatan. P-värde och förklaringsgrad visas i figuren. Asterisk indikerar signifikant p-värde ($p < 0,05$).



Figur b2. Visar linjär regression av sambandet mellan månatlig nederbörd och avrinning från september – maj. Data för avrinning hämtade från fältdatan och nederbörds data från SMHI, Floda A. P-värde och förklaringsgrad visas i figuren. Asterisk indikerar signifikant p-värde ($p < 0,05$).

Referenser

- Andersson, H. (2016). *The Role of Subsoil Properties for Phosphorus Leaching in Agricultural Soils*. (Doktorsavhandling). Sveriges lantbruksuniversitet.
- Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A. & Geranmayeh, P. (2019). *Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme*. (Ekohydrologi 160). Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Aronsson, H., Liu, J., Ekre, E., Torstensson, G. & Salomon, E. (2014). Effects of pig and dairy slurry application on N and P leaching from crop rotations with spring cereals and forage leys. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 98 (3), 281–293. <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9611-3>
- Aronsson, H. & Torstensson, G. (2004). *Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen. Beskrivning av ett pedagogiskt verktyg för beräkning av kväveutlakning från enskilda fält och gårdar*. (Ekohydrologi 78). <https://res.slu.se/id/publ/2646> [2026-04-18]
- Aronsson, H., Torstensson, G. & Bergström, L. (2007). Leaching and crop uptake of N, P and K from organic and conventional cropping systems on a clay soil. *Soil Use and Management*, 23 (1), 71–81. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00067.x>
- Askegaard, M., Olesen, J.E., Rasmussen, I.A. & Kristensen, K. (2011). Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142 (3–4), 149–160. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.014>
- Bechmann, M.E., Kleinman, P.J.A., Sharpley, A.N. & Saporito, L.S. (2005). Freeze–Thaw Effects on Phosphorus Loss in Runoff from Manured and Catch-Cropped Soils. *Journal of Environmental Quality*, 34 (6), 2301–2309. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0415>
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H. & Ulén, B. (2007). *Phosphorus from Farmland to Water -*. (Report Food 21 no.4/2007)
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Olesen, J.E., Eriksen, J. & Søgaard, K. (2005). Simulation of residual effects and nitrate leaching after incorporation of different ley types. *European Journal of Agronomy*, 23 (3), 290–304. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2005.01.004>
- Cameron, K. c., Di, H. j. & Moir, J. I. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology*, 162 (2), 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Cederberg, C., Lindahl, C., Svensson, E. & Swensson, C. (2005). *Vallen och miljön*. (7048-P). Svensk Mjölk Forskning. https://www.researchgate.net/profile/Christian-Svensson/publication/267973385_Vallen_och_miljon/links/54e19ebb0cf24d184b111deb/Vallen_och_miljoen.pdf [2026-02-04]
- Dalgaard, T., Bienkowski, J.F., Bleeker, A., Dragosits, U., Drouet, J.L., Durand, P., Frumau, A., Hutchings, N.J., Kedziora, A., Magliulo, V., Olesen, J.E., Theobald, M.R., Maury, O., Akkal, N. & Cellier, P. (2012). Farm nitrogen balances in six European landscapes as an indicator for nitrogen losses and basis for improved management. *Biogeosciences*, 9 (12), 5303–5321. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5303-2012>
- De Jonge, L.W., Moldrup, P., Rubæk, G.H., Schelde, K. & Djurhuus, J. (2004). Particle Leaching and Particle-Facilitated Transport of Phosphorus at Field Scale. *Vadose Zone Journal*, 3 (2), 462–470. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0462>

- Delin, S. & Stenberg, M. (2021). Effects on nitrate leaching of the timing of cattle slurry application to leys. Aitkenhead, M. (red.) (Aitkenhead, M., red.) *Soil Use and Management*, 37 (3), 436–448. <https://doi.org/10.1111/sum.12595>
- Djordjic, F., Bergström, L., Ulén, B. & Shirmohammadi, A. (1999). Mode of Transport of Surface-Applied Phosphorus-33 through a Clay and Sandy Soil. *Journal of Environmental Quality*, 28 (4), 1273–1282. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800040031x>
- Djordjic, F. & Markensten, H. (2019). From single fields to river basins: Identification of critical source areas for erosion and phosphorus losses at high resolution. *Ambio*, 48 (10), 1129–1142. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1134-8>
- Djurhuus, J. & Olsen, P. (1997). Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management*, 13 (2), 61–67. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00558.x>
- Doltra, J., Lægdsmand, M. & Olesen, J.E. (2014). Impacts of projected climate change on productivity and nitrogen leaching of crop rotations in arable and pig farming systems in Denmark. *The Journal of Agricultural Science*, 152 (1), 75–92. <https://doi.org/10.1017/S0021859612000846>
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Studentlitteratur AB.
- Fontaine, D., Rasmussen, J. & Eriksen, J. (2024). Marginal increase in nitrate leaching under grass–clover leys by slurry and mineral fertilizer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 128 (1), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10705-023-10327-4>
- Frick, H., Oberson, A., Frossard, E. & Bünemann, E.K. (2022). Leached nitrate under fertilised loamy soil originates mainly from mineralisation of soil organic N. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 338, 108093. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108093>
- Geranmayeh, P. & Aronsson, H. (2015). *Fosforförluster från jordbruksmark - bakomliggande orsaker och effektiva motåtgärder*. Stiftelsen lantbruksforskning.
- Granstedt, A. & Bäckström, G. (2000). Studies of the preceding crop effect of ley in ecological agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, 15 (2), 68–78. <https://doi.org/10.1017/S0889189300008511>
- Gustafson, A. & Torstensson, G. (1988). *Växtnäringsläckage efter vallbrott*. (Ekohydrologi 26). Avdelningen för vattenvårdslära. https://old.slu.se/globalassets/ew/org/inst/mom/publications/ekohydr/ekohydrologi_26.pdf [2026-04-18]
- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. (1997). Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil and Tillage Research*, 41 (3–4), 203–219. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(96\)01097-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(96)01097-5)
- Havs- och vattenmyndigheten (2014). *Övergödning. Havs- och vattenmyndigheten*. [text]. <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning-och-algblomning/overgodning.html> [2026-04-24]
- Høgh-Jensen, H. & Schjoerring, J.K. (1997). Residual nitrogen effect of clover-ryegrass swards on yield and N uptake of a subsequent winter wheat crop as studied by use of ¹⁵N methodology and mathematical modelling. *European Journal of Agronomy*, 6 (3–4), 235–243. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(96\)02050-3](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(96)02050-3)
- Ingen övergödning - Sveriges miljömål* (u.å.). <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/> [2026-04-18]
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A. & Persson, K. (2023). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av*

- kväve och fosfor för 2019*. (Ekohydrologi 178). Sveriges lantbruksuniversitet.
- Jordbruksverket (2025). *Jordbruksmarkens användning 2025. Slutlig statistik*. [text]. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2025-10-22-jordbruksmarkens-anvandning-2025.-slutlig-statistik> [2026-02-10]
- Jordbruksverket (2026a). Rekommendationer för gödsling och kalkning 2026
- Jordbruksverket (2026b). *Övergödning och läckage av växtnäring*. [text]. <https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring> [2026-04-24]
- Jordbruksverket (u.å.). *Åtgärder för minskade växtnäringsförluster från jordbruket*. (Ovr125). <https://www2.jordbruksverket.se/download/18.643c21e416b9421f4f8a6b91/1561709797248/ovr125v3.pdf> [2026-04-24]
- Korsaeth, A. (2008). Relations between nitrogen leaching and food productivity in organic and conventional cropping systems in a long-term field study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127 (3–4), 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.014>
- Kyllmar, K. & Aronsson, H. (2019). *Jordbruk och läckage av nitrat till grundvattnen*. (Havs-och vattenmyndighetens rapport 2019:25). Institutionen för mark och miljö. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1391558/FULLTEXT01.pdf> [2026-02-04]
- Liu, J. (2013). *Phosphorus Leaching as Influenced by Animal Manure and Catch Crops*. (Doktorsavhandling). SLU.
- Naturvårdsverket (u.å.). *Totalt organiskt kol (TOC). Utsläpp i siffror*. <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/Totalt-organiskt-kol/> [2026-06-04]
- Neumann, A., Torstensson, G. & Aronsson, H. (2011). Losses of nitrogen and phosphorus via the drainage system from organic crop rotations with and without livestock on a clay soil in southwest Sweden. *Organic Agriculture*, 1 (4), 217–229. <https://doi.org/10.1007/s13165-011-0017-0>
- Nimblad Svensson, D. (2026). Cover crop impacts on N cycling in a changing climate. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, (2026:13). <https://doi.org/10.54612/a.4qvuiq5pba>
- Norberg, L. & Aronsson, H. (2024). Effects of spring and autumn tillage, catch crops, and pig manure application on long-term nutrient leaching from a loamy sand. *European Journal of Agronomy*, 156, 127156. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127156>
- Norberg, L. & Aronsson, H. (2025). Conventional and reduced tillage, and set-aside land – Effects on nitrogen, phosphorus and potassium subsurface leaching from a clay soil during 9 years. *Soil and Tillage Research*, 250, 106515. <https://doi.org/10.1016/j.still.2025.106515>
- Norberg, L., Blomberg, M., Linefur, H. & Kyllmar, K. (2025a). Nutrient leaching and water quality from agricultural observation fields during 50 years of environmental monitoring in Sweden. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 75 (1), 2597105. <https://doi.org/10.1080/09064710.2025.2597105>
- Norberg, L., Blomberg, M., Linefur, H. & Kyllmar, K. (2025b). Nutrient leaching and water quality from agricultural observation fields during 50 years of environmental monitoring in Sweden. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 75 (1), 2597105. <https://doi.org/10.1080/09064710.2025.2597105>
- Norberg, L., Linefur, H., Andersson, S. & Blomberg, M. (2022a). *Växtnäringsförluster från åkermark 2020/2021*. (Ekohydrologi, 176). Institutionen för mark och miljö.

- Norberg, L., Linefur, H., Andersson, S., Blomberg, M. & Kyllmar, K. (2022b). Nutrient losses over time via surface runoff and subsurface drainage from an agricultural field in northern Sweden. *Journal of Environmental Quality*, 51 (6), 1235–1245. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20413>
- Norberg, L., Linefur, H., Blomberg, M. & Valdén, R. (2025c). *Växtnäringsförluster från åkermark 2023/2024*. (Ekohydrologi, 187). Institutionen för mark och miljö.
- Nyfelner, D., Huguenin-Elie, O., Frossard, E. & Lüscher, A. (2024). Effects of legumes and fertiliser on nitrogen balance and nitrate leaching from intact leys and after tilling for subsequent crop. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 360, 108776. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108776>
- Parkes, M.E., Campbell, J. & Vinten, A.J.A. (1997). Practice to avoid contamination of drainflow and runoff from slurry spreading in spring. *Soil Use and Management*, 13 (1), 36–42. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00554.x>
- Pedersen, B.N., Eriksen, J., Christensen, B.T. & Sørensen, P. (2021). Fertilizer replacement value and leaching of nitrogen applied to spring barley in cattle deep litter: A 3-year lysimeter study. *Soil and Tillage Research*, 209, 104954. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104954>
- Quinton, J.N., Catt, J.A. & Hess, T.M. (2001). The Selective Removal of Phosphorus from Soil: Is Event Size Important? *Journal of Environmental Quality*, 30 (2), 538–545. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.302538x>
- Sandström, S., Futter, M.N., Kyllmar, K., Bishop, K., O’Connell, D.W. & Djodjic, F. (2020). Particulate phosphorus and suspended solids losses from small agricultural catchments: Links to stream and catchment characteristics. *Science of The Total Environment*, 711, 134616. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134616>
- Shigaki, F., Sharpley, A. & Prochnow, L.I. (2007). Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of The Total Environment*, 373 (1), 334–343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.048>
- SMHI (2002). *Avrinningen i Sverige*. (Faktablad nr. 12)
- SMHI (2026a). Lufttemperatur (månad), Floda A. <https://www.smhi.se/data/hitta-data-for-en-plats/ladda-ner-vaderobservationer/airTemperatureMeanMonth/96040>
- SMHI (2026b). Nederbörds mängd (månad), Floda A. <https://www.smhi.se/data/hitta-data-for-en-plats/ladda-ner-vaderobservationer/precipitationMonthlySum/96040>
- Smith, C.J. & Chalk, P.M. (2018). The residual value of fertiliser N in crop sequences: An appraisal of 60 years of research using ¹⁵N tracer. *Field Crops Research*, 217, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.12.006>
- Smith, V.H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100 (1–3), 179–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Stenberg, M., Aronsson, H., Lindén, B., Rydberg, T. & Gustafson, A. (1999). Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil and Tillage Research*, 50 (2), 115–125. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00197-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00197-4)
- Ståhl, P. (2014). *Mekaniskt vallbrott på rätt sätt*. (Jordbruksinformation, 1–2014). Jordbruksverket.
- Sørensen, P. (2004). Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, 267 (1–2), 285–296. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-0121-6>

- Sørensen, P. & Jensen, L.S. (2013). Nutrient Leaching and Runoff from Land Application of Animal Manure and Measures for Reduction. I: Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T., & Jensen, L.S. (red.) *Animal Manure Recycling*. 1. uppl. Wiley. 195–210.
<https://doi.org/10.1002/9781118676677.ch11>
- Thers, H., Jensen, J.L., Rasmussen, J. & Eriksen, J. (2024). Increasing cattle slurry application to grass-clover leys of different ages did not affect nitrate leaching but increased legacy effect in mixed organic crop rotations. *Field Crops Research*, 306, 109233.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.109233>
- Thomsen, I.K., Kjellerup, V. & Jensen, B. (1997). Crop uptake and leaching of ¹⁵N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces and urine fractions. *Plant and Soil*, 197 (2)
- Torstensson, G., Aronsson, H. & Bergström, L. (2006). Nutrient Use Efficiencies and Leaching of Organic and Conventional Cropping Systems in Sweden. *Agronomy Journal*, 98 (3), 603–615.
<https://doi.org/10.2134/agronj2005.0224>
- Turtola, E. (1999a). *Phosphorus in surface runoff and drainage water affected by cultivation practices*. Agricultural Research Centre of Finland.
- Turtola, E. (1999b). *Phosphorus in surface runoff and drainage water affected by cultivation practices*. Agricultural Research Centre of Finland.
- Ulén, B. (1988). *Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs*. (Ekohydrologi 26). Avdelningen för vattenvårdslära. https://old.slu.se/globalassets/ew/org/inst/mom/publications/ekohydr/ekohydrologi_26.pdf [2026-04-18]
- Ulén, B. (2004a). *Odlingsåtgärders inverkan på fosforläckage från observationsfältet*. (Ekohydrologi, 79). Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet. <https://res.slu.se/id/publ/125871>
- Ulén, B. (2004b). Size and Settling Velocities of Phosphorus-Containing Particles in Water from Agricultural Drains. *Water, Air, and Soil Pollution*, 157 (1), 331–343. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000038906.18517.e2>
- Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., ØYgarden, L. & Stenberg, M. (2010). Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: a Scandinavian review. *Soil Use and Management*, 26 (2), 94–107. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00266.x>
- Ulén, B., Aronsson, H., Torstensson, G. & Mattsson, L. (2005). Phosphorus and nitrogen turnover and risk of waterborne phosphorus emissions in crop rotations on a clay soil in southwest Sweden. *Soil Use and Management*, 21 (2), 221–230. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00128.x>
- Ulén, B., Von Brömssen, C., Johansson, G., Torstensson, G. & Forsberg, L.S. (2012). Trends in nutrient concentrations in drainage water from single fields under ordinary cultivation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 151, 61–69. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.005>
- Valkama, E., Rankinen, K., Virkajärvi, P., Salo, T., Kapuinen, P. & Turtola, E. (2016). Nitrogen fertilization of grass leys: Yield production and risk of N leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230, 341–352.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.022>
- Van Schöll, L., Van Dam, A.M. & Leffelaar, P.A. (1997). Mineralisation of nitrogen from an incorporated catch crop at low temperatures: experiment and simulation. *Plant and Soil*, 188, 211–219
- Wachendorf, C., Taube, F. & Wachendorf, M. (2005). Nitrogen Leaching from ¹⁵N Labelled Cow Urine and Dung Applied to Grassland on a Sandy Soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73 (1), 89–100.
<https://doi.org/10.1007/s10705-005-8313-2>

- Wang, Y., Ying, H., Yin, Y., Zheng, H. & Cui, Z. (2019). Estimating soil nitrate leaching of nitrogen fertilizer from global meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 657, 96–102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.029>
- Watson, C.A., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Løes, A.-K., Myrbeck, A., Salomon, E., Schroder, J. & Stockdale, E.A. (2002). A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *Soil Use and Management*, 18 (3), 264–273. <https://doi.org/10.1079/SUM2002127>
- Wingler, A. & Hennessy, D. (2016). Limitation of Grassland Productivity by Low Temperature and Seasonality of Growth. *Frontiers in Plant Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01130>

Populärvetenskaplig sammanfattning

Övergödning är ett av våra största miljöproblem och Östersjön är idag ett av världens mest drabbade hav. En stor del av det kväve och fosfor som hamnar i våra vatten kommer från jordbruksmark, men hur mycket näring som faktiskt lämnar åkern beror på ett komplicerat samspel mellan väder, markegenskaper och hur jorden brukas.

I det här arbetet har vi granskat mätdata över växtnäring i dräneringsvattnet från ett observationsfält i Södermanland från 1974 fram till 2025. Resultaten visar tydligt att vall (gräs och klöver till foder) är den absolut bästa grödan för att hålla kvar kväve i marken. Så länge vallen växer på fältet är läckaget minimalt. Ett riskmoment som ofta lyfts i samband med vallodling är att mycket näring kan läcka ut när vallen ska brytas för att ge plats åt en ny gröda. Då börjar rötter och växtrester brytas ner, och stora mängder kväve kan frigöras i marken. Om detta sker vid fel tidpunkt riskerar näringen att sköljas bort med höstregnen istället för att göra nytta för nästa gröda. En av de viktigaste slutsatserna i studien är att tidpunkten för vallbrottet spelar en avgörande roll för kväveläckaget. Genom att vänta med att bryta upp vallen till oktober eller november minskade kväveläckaget med mer än hälften jämfört med om det gjordes under sommaren. Många tror att det räcker att så en ny gröda direkt efter ett tidigt vallbrott för att "fånga upp" näringen, men resultaten visar att en höstsådd gröda (vete) inte hinner ta upp allt kväve som frigörs. Det är alltså bättre för miljön att låta vallen ligga kvar längre och så en vårgröda istället.

För fosforförlusterna spelade det ingen roll vilken gröda som odlades eller när vallen bröts. Fosforläckaget verkar istället styras mer av hur mycket partiklar och organiskt material som följer med vattnet ut i dräneringsrören. Detta sker ofta när jordpartiklar spolats iväg från fältet vid kraftiga regn eller då vatten rinner snabbt genom sprickor och kanaler i jorden. För att minska fosforförlusterna är det därför viktigare att fokusera på att skapa en god markstruktur än på exakt vad som växer på fältet eller när det jordbearbetas.

Tack vare den långa mätserien kan vi ge tydliga råd för hur fältet bör brukas för att förlora så lite kväve- och fosfor som möjligt:

- I. **Vänta med vallbrottet:** bryt upp vallen så sent som möjligt på hösten för att hålla kvar kvävet i marken.
- II. **Odla vårgrödor efter vall:** Eftersom odling av höstgrödor efter tidiga vallbrott orsakar stort kväveläckage så borde istället vårgrödor odlas efter vallbrott.

- III. **Skapa god markstruktur:** Då fosforförlusterna är starkt kopplade till transport av partiklar bör lantbrukaren värna om markstrukturen för att minska risken för att näring spolats bort.
- IV. **Odling så mycket vall som möjligt:** Kväveförlusterna är mycket små under år med liggande vall så för att minska kväveförlusterna sett över hela växtföljden är det bra att odla mycket vall.

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>

JA, jag, Hanna Kollberg har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.