



Analys av trender och effekter gällande näringsutlakning efter implementering av miljöskyddsåtgärder

En studie av kväve och fosfor för Västerviks kommun i Kalmar län

Axel Fremling

Examensarbete/Självständigt arbete • 30 hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Institutionen för mark och miljö

Mastersprogram i Mark, vatten och miljö

Examensarbeten / Institutionen för mark och miljö, SLU

Nummer i serien: 2024:07

Uppsala 2024



Analys av trender och effekter gällande näringsutlakning
efter implementering av miljöskyddsåtgärder
-En studie av kväve och fosfor för Västerviks kommun i Kalmar
län

Analysis of trends and effects regarding nutrient leaching after implementation of best management practices-A study of nitrogen and phosphorous for the municipality of Västervik in Kalmar county

Axel Fremling

Handledare: Jennie Barron, Institutionen för Mark & Miljö
Examinator: Magdalena Bierozza, Institutionen för Mark & Miljö

Omfattning: 30 hp
Nivå och fördjupning: Master's level, A2E
Kurstitel: Master thesis in Environmental science
Kurskod: EX0897
Program/utbildning: **Soil, Water & Environment**
Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2024
Serietitel: Examensarbeten / Institutionen för mark och miljö, SLU
Delnummer i serien: 2024:07

Nyckelord: Trendanalys, övergödning, näringsbelastning, kväve, fosfor, jordbruksdominerade avrinningsområden, klimat

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen mark och miljö
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap

Sammanfattning

För att motverka övergödningen av Östersjön behöver belastningen av näringsämnen som kväve och fosfor från svenska avrinningsområden minska. Genom implementering av miljöskyddsåtgärder som våtmarker, strukturkalkning eller skyddszoner, kan näringsbelastningen sänkas. Fem avrinningsområden i Västerviks kommun, Kalmar län, i sydöstra Sverige studerades. Avrinningsområdena varierar i storlek, från Baggetorpsån på 16 km² till Loftaån på 166 km². Störst andel av avrinningsområdena består av skog, följt av jordbruk. I studien genomfördes trendtester för perioder då åtgärder samt vattenprovtagning genomförts. Näringsbelastning och koncentration av kväve och fosfor korrelerades mot klimatvariabler, samt markanvändning. Signifikanta trender gällande koncentrationer samt belastning av fosfor observerades i Baggetorpsån samt Dynestadån. Baggetorpsån visade på tydligast minskande trender gällande näringsbelastningen, där storleken på avrinningsområdet och andelen jordbruksmark var en indikator på hur tidigt effekt uppkommit i ett avrinningsområde. En ökande koncentration samt belastning av kväve och fosfor observerades i Almviksån, där endast ett fåtal miljöskyddsåtgärder genomförts. Vattenföringens påverkan på näringsbelastningen visades tydligt de år med lägre vattenföring då även koncentrationerna och läckaget var lägre. Klimatet visade ökande medelårstemperaturer samt sjunkande medelårsnederbörd. Kvävehalterna visade sig mer känsliga för låga temperaturer med högre vattenföring, fosfor korrelerade positivt med nederbörd samt temperatur. För framtida studier i avrinningsområdena är vattenföringsmätningar viktiga för att bedöma effekten av de vattenfördröjande åtgärder som genomförts samt uppföljningar i fält av anlagda miljöskyddsåtgärder.

Nyckelord: trendanalys, övergödning, näringsbelastning, kväve, fosfor, jordbruksdominerade avrinningsområden, klimat

Abstract

To counteract the eutrophication of the Baltic Sea, the load of nutrients such as nitrogen and phosphorus from Swedish catchments needs to be reduced. By implementing environmental protection measures such as wetlands, structure liming or buffer zones, the nutrient load can be reduced. Five catchment areas in the municipality of Västervik, Kalmar County, in southeastern Sweden were studied. The catchment areas vary in size, from Baggetorp river at 16 km² to Lofta river at 166 km². The largest share of the catchment areas consists of forest, followed by agriculture. In the study, trend tests were carried out for periods when measures and water sampling were carried out. Nutrient load and concentration of nitrogen and phosphorus were correlated with climate variables, as well as land use. Significant trends regarding concentrations and load of phosphorus were observed in the Baggetorp and Dynestad rivers. The Baggetorp river showed the clearest decreasing trends in nutrient loading, where the size of the catchment area and the proportion of agricultural land was an indicator of how early the effect occurred in a catchment. An increasing concentration and load of nitrogen and phosphorus was observed in the Almvik river, where only a few environmental protection measures have been implemented. The effect of water discharge on nutrient load was clearly shown in years with lower water discharge when concentrations and leakage were also lower. The climate showed increasing average annual temperatures and decreasing average annual precipitation. Nitrogen concentrations were found to be more sensitive to low temperatures with higher water flow, phosphorus correlated positively with precipitation and temperature. For future studies in the catchment areas, water discharge measurements are important to assess the effect of the water retention measures that have been implemented, as well as follow-ups in the field of environmental protection measures.

Keywords: trend analysis, eutrophication, nutrient load, nitrogen, phosphorus, agricultural catchments, climate

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	7
Figurförteckning.....	10
Förkortningar	13
1. Inledning	14
1.1 Introduktion	14
1.1.1 Bakgrund och direktiv	14
1.1.2 Påverkansfaktorer vid näringsexport	14
1.1.3 Gränsvärden och statusbedömningar	15
1.1.4 Trender	16
1.2 Västervik kommun, Kalmar län	16
1.2.1 Näringsläckage	16
1.2.2 Framtida klimat	17
1.2.3 Miljöskyddsåtgärders mekanism	17
1.3 Syfte	20
2. Material och metod	21
2.1 Beskrivning av avrinningsområden	21
2.1.1 Karaktäristik av avrinningsområden	21
2.1.2 Miljöövervakning	22
2.1.3 Projekt i Västervik	24
2.2 Data.....	27
2.2.1 Klimatdata	27
2.2.2 Markdata	28
2.2.3 Mätdata för vattenkvalitet.....	29
2.2.4 Vattenföring.....	29
2.3 Metod	29
2.3.1 Flödesviktade koncentrationer.....	29
2.3.2 Beräkning av näringsbelastning	30
2.3.3 Flödesnormalisering	30
2.3.4 Linjär regression och monoton trend	30
2.3.5 Identifikation av brytpunkter	31
2.3.6 Korrelationer	32
2.3.7 Kruskall Wallis rank sum test.....	32

3.	Resultat	33
3.1	Trendanalys koncentrationer Tot-P	33
3.2	Trendanalys koncentrationer Tot-N	35
3.3	Trendanalys för modellerad avrinning.....	36
3.4	Trendanalys näringsbelastning Tot-P	37
3.5	Trendanalys näringsbelastning Tot-N	40
3.6	Analys av varians	42
	3.6.1 Analys av varians och trend för belastning Tot-P	42
	3.6.2 Analys varians av Tot-P på perioder	46
3.7	Klimat och markanvändning.....	48
	3.7.1 Korrelation P och N mot temperatur och nederbörd.....	48
	3.7.2 Korrelation P och N mot markanvändning/markförvaltning	51
4.	Diskussion	52
	4.1.1 Trendanalys tidsserier klimat	52
	4.1.2 Trendanalys tidsserier Tot-P.....	52
	4.1.3 Trendanalys tidsserier Tot-N	53
	4.1.4 Vattenföring.....	54
4.2	Analys av varians på åtgärdsperioder	55
4.3	Korrelation P och N mot klimatvariabler samt markanvändning.....	56
4.4	Metoder	57
4.5	Begränsningar.....	58
4.6	Framtida forskning och åtgärder	58
5.	Slutsats	60
6.	Referenser	61
7.	Populärvetenskaplig sammanfattning	67
Tack 68		
8.	Bilagor	69
8.1	Bilaga 1	69
8.2	Bilaga 2	72
8.3	Bilaga 3	72
8.4	Bilaga 4	77

Tabellförteckning

Tabell 1	Avrinningsområdesareal samt marktäcke. Total jordbruksmark är sammanslaget av åker och bete. Jordarter från Svenska Marktäckeskartan (NMD 2021).	21
Tabell 2	Åtgärdsprogram i Västerviks Kommun. Källa: Västerviks kommun (u.å.a), Västerviks kommun (u.å.b), Västerviks kommun (2022), Västerviks kommun (2018), Joel & Wesström (u.å.).	24
Tabell 3	Miljöskyddsåtgärder genomförda i Baggetorpsån. P1 = Före åtgärder, P2 = Program "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun	25
Tabell 4	Miljöskyddsåtgärder genomförda i Dynestadån. P1 = "Framtid Gamlebyviken", P2 = Program "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun	25
Tabell 5	Miljöskyddsåtgärder genomförda i Gamlebyån. P1 = "Framtid Gamlebyviken", P2 = "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun	26
Tabell 6	Miljöskyddsåtgärder genomförda i Loftaån. P1 = "Framtid Gamlebyviken", P2 = Program "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun	26
Tabell 7	Material använt för framtagande av information för studien. Data = Vilken fil/databas eller version som använts. Referens = upphavsorganisation.	27
Tabell 8	Årsmedeltemperatur och total årlig nederbörd för åren 1996–2021 på station Gladhammar. Fetmarkerad = signifikanta förändringar ($p < 0,05$). M-K = Mann-Kendall trendtest. Slope = Sens Slope. Pettitt = Brytpunkt. Källa: SMHI (2023a).....	28
Tabell 9	Årsmedel för totalfosforkoncentration Tot-P ($\mu\text{g l}^{-1}$) 2011–2021, samt för period 1996–2004. Trend = trendriktning. Fetstil = signifikanta trender ($p < 0,05$). M-K = Mann-Kendall trendtest. FW = Flödesviktade medelvärden, obs = Observerade värden	34

Tabell 10 Totalkvävekoncentration Tot-N ($\mu\text{g l}^{-1}$). M-K (p) = signifikans (<0,05). Sens Slope = Linjär regression. Trend visar trendriktning. NV = Naturvårdsverkets gränsvärden för kväve i svenska vattendrag. Treårigt medel = 2019–2021. Signifikanta trender = fetmarkerade.	36
Tabell 11 Avrinning baserat på SMHI:s modellerade värden från S-hype (SMHI 2023b). Q = Avrinning, M-K = Mann-Kendall trendtest för årliga tidsserier, signifikans (p <0,05). Sens Slope = Regressionslinjens lutning. Trend = trendens riktning, Pettitt – brytpunkt baserat på årstrendlinjer.	37
Tabell 12 Årsmedelvärden samt arealviktad (ha) fosforbelastning (kg år^{-1}). Kendall (p <0,05 = signifikant) för monoton trend och Sens slope för linjär regression. Trend positiv eller negativ oavsett signifikans. Statistiskt signifikanta trender är fetmarkerade. Antalet mätningar före 2016 är för få i Loftaån för att visa total årlig näringsbelastning.	38
Tabell 13 Flödesnormaliserad arealviktad (ha) fosforbelastning (kg år^{-1}). M-K (p) Mann-Kendall signifikans (p <0,05) fetmarkerad. Sens slope = regressionslinjens lutning. Trend = Trendens riktning.	39
Tabell 14 Årlig kvävebelastning ($\text{kg}\cdot 10^3 \text{ år}^{-1}$) samt arealviktad ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). M-K = Mann-Kendall test (p <0,05) samt Sens slope för regressionslinje. Trend visas oberoende av om den är signifikant eller ej. Statistiskt signifikanta mätvärden = fetmarkerade.	40
Tabell 15 Flödesnormaliserad kvävebelastning ($\text{kg}\cdot 10^3 \text{ år}^{-1}$) samt arealviktad ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). M-K = Mann-Kendall test (p <0,05) samt Sen's slope för regressionslinje. Trend visas oberoende av om det är signifikant eller ej. Statistiskt signifikanta mätvärden = fetmarkerade. Loftaån hade för få prover för att få en bra flödesnormalisering.	41
Tabell 16 Årlig koncentration samt belastning av näringsämnen korrelerat med avrinning och klimatvariabler (årlig nederbörd samt medelårstemperatur). Pilen visar positiv (\uparrow) eller negativ (\downarrow) signifikant (p <0,05) korrelation från Spearman's korrelationskoefficient.	49
Tabell 17 åtgärder Miljöskyddsåtgärder enligt vatteninformationssystem Sverige (VISS, 2023) som är genomförda i de studerade avrinningsområdena.	69
Tabell 18 Referensvärden och reduktionsmål i VISS under förvaltningscykel 3 (2017–2021). Klassificering enligt Vattenmyndigheterna och ekologisk kvot (EK), Obs P = Observerad Totalfosfor under perioden. Ref = Referensvärde, God status = Ref*2 Värden hämtade från respektive vattendrag i VISS, status enligt Vattenmyndigheternas riktlinjer Källa: Vattenmyndigheterna (2023).	70
Tabell 19 Korrelation mellan koncentration och näringsämnen samt modellerad belastning korrelerat med klimat (nederbörd, temperatur). Signifikans <0,001"	

***" 0,001 **" 0,01 *" 0,05 " - " >0,05. Korrelationer framtagna med Spearmans korrelationskoefficient. Konc. = Koncentrationer. 75

Tabell 20 Årliga medelkoncentrationer samt total belastning av näringsämnen korrelerat med markanvändning (fånggröda, vintergrönt, betesmark, åkermark). (+) = positiv korrelation, (-) = negativ korrelation. Signifikans ($p < 0,05$). 76

Figurförteckning

Figur 1 Studerade avrinningsområden i Västervik. Avrinningsområdena är uppdelade i delavrinningsområden efter Vattenmyndigheternas uppdelning. I figuren visar färgkodning avrinningsområdet medan linjerna visar delavrinningsområden (DARO).	17
Figur 2 Almviksåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet	22
Figur 3 Baggetorpsåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet	22
Figur 4 Dynestadåns avrinningsområde samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet	23
Figur 5 Gamlebyåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet	23
Figur 6 Loftaåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet	23
Figur 7 Medelårstemperatur vid Gladhammar mätstation. Streckad linje = brytpunkt för temperatur, Pettitt: ($p < 0,05$), punktlinje = brytpunkt för nederbörd. Horisontell linje = årligt medelvärde för temperatur ($7,7 \pm 0,8^\circ\text{C}$).....	28
Figur 8 Årlig nederbörd vid Gladhammar mätstation. Streckad linje = brytpunkt för temperatur, punktlinje = brytpunkt för nederbörd; Pettitt: ($p < 0,05$). Horisontell linje = årligt medelvärde för nederbörd ($634 \pm 121 \text{ mm/år}$).	28
Figur 9 Flödesviktad årsmedelkoncentration för Tot-P ($\mu\text{g l}^{-1}$). Horisontell linje representerar den koncentration som finns angiven av Vattenmyndigheterna för att avrinningsområdet ska nå "God status". Röd linje = flödesviktade medelårskoncentrationer. Blå linje = observerade koncentrationer. Vertikal heldragen linje = förändrad provtagning Loftaån. Vertikal streckad linje = brytpunkt Pettitt-test.	34

Figur 10	Årsmedelkoncentrationer kväve ($\mu\text{g l}^{-1}$). Blå linje = årliga medelkoncentrationer. Röd linje = flödesviktade medelårskoncentrationer. Horisontella blå linjer representerar gränsvärden hämtade från Havs och vattenmyndigheten ($\mu\text{g l}^{-1}$): ≤ 300 = mycket låg, 301–625 = låg, 626–1250 = måttlig, 1251–5000 = hög & > 5000 = mycket hög. Vertikalt streck Loftaån där Västerviks kommun tog över vattenprovtagningen med månatliga provtagningar. Vertikal streckad linje = brytpunkt med Pettit test.	36
Figur 11	Årlig arealviktad avrinning (mm år^{-1}) 2011–2021 baserat på modellerade värden S-hype (SMHI 2023b). Trendlinje för perioden mellan åren 2011–2021.....	37
Figur 12	Arealviktad fosforbelastning ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$). Regressionslinje med signifikant ($p < 0,05$) trend = Sens slope. Streckad linje Baggetorpsån = brytpunkt i fosforkoncentration. Punktlinje 2013 = Brytpunkt temperatur. Loftaån till 2016 baseras på fyra kontroller per år och därav endast för jämförelse inom perioden, markerat med fet heldragen linje	38
Figur 13	Flödesnormaliserad arealviktad (ha) fosforbelastning (kg år^{-1}). linjär regressionslinje där signifikant regression ($p < 0,05$). Tjock streckad linje = Brytpunkt i koncentration. Smal punktlinje = brytpunkt för temperatur. Loftaån hade för få månatliga provtagningar för att ta fram en rättvis normering och graf visas därav ej.	39
Figur 14	Arealviktad årlig medelkvävebelastning ($\text{kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$). Loftaån vertikal linje = 2016 då månatliga mätningar inleddes.....	40
Figur 15	Flödesnormaliserad arealviktad årsmedel kvävebelastning ($\text{kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$). Blå linje = signifikant monoton trend med Mann-Kendall.	41
Figur 16	Fosforbelastning i Almviksån uppdelad på period av åtgärdsarbete. p = signifikanta mellanårliga skillnader vid Seasonal Kendall-test samt Kruskall Wallis-test, Sens = Lutning på månatlig trendlinje.....	42
Figur 17	Fosforbelastning uppdelad på period av åtgärdsarbete. p = signifikanta mellanårliga skillnader vid Seasonal-Kendalltest, samt Kruskal-Wallis rank sum-test, Sens slope = Lutning på månatlig trendlinje.	43
Figur 18	Fosforbelastning i Dynestadån. P1 = 1999–2004, P2 = 2011–2016, P3 = 2017–2021. SK = signifikant månatlig trend med Seasonal-Kendall, Sens slope =lutning regressionslinje.	43
Figur 19	Fosforbelastningen i Gamlebyån. Seasonal Kendall (SK) & Kruskall-Wallis (KW) = $p < 0,05$ för signifikanta trender. P1 = 1999–2004, P2 = 2011–2016, P3 = 2017–2021.	44
Figur 20	Fosforbelastning i Loftaån baserat på månatliga värden. Kruskall Wallis test (KW) – signifikans ($p < 0,05$).	45

Figur 21 Analys av varians på perioder med koncentration Tot-P med Kruskall Wallis rank sum test samt Mann-Whitney u-test.	46
Figur 22 Flödesviktad koncentration analys av varians med Kruskall-Wallis samt Mann-Whitney rank sum test. $p < 0,05$ = signifikans. CI95% = konfidensintervall.	47
Figur 23: Analys av fosforbelastning för perioder av åtgärdsarbeten. Där $p < 0,05$ = signifikans.	48
Figur 24 Statistiskt signifikanta ($p < 0,05$) korrelationer för näringsbelastning och koncentration mot förklarande klimatvariabel temperatur och nederbörd	48
Figur 25 Korrelationer mellan månatlig medeltemperatur/månatlig nederbörd från SMHI mot näringsbelastning och koncentration av fosfor och kväve. Den förklarande variabeln på de fyra översta raderna är månadstemperatur, för de fyra undre raderna total månatlig nederbörd.....	50
Figur 26 Procentuell förändring i markanvändning mellan åren 2011–2021. Källa: Jordbruksverkets jordbruksblock	51
Figur 27 Avrinningsområden i Västervik. För överblick har en förstoring skett på större avrinningsområden för att visa miljöskyddsåtgärder i avrinningsområdet, se Bilaga 1. Bakgrundskarta: GSD-Terrängkartan, vektor, skalintervall 1:50 000 ©Lantmäteriet (2023).....	71
Figur 28 Månadsnederbörd (mm/år) och månadstemperatur (°C) för station Gladhammar	72
Figur 29 Förändring procentuellt i Tot-P koncentration (ug/l) för de senaste tre årens medel över tidigare år: 2019–2021 / 2011–2018.....	72
Figur 30 Jämförelse procentuellt mellan kort tidsserier 2019–2021 och längre 2011-2018.	72
Figur 31 Förändring fosforbelastning medelvärde 2011–2018 mot 2019–2021.....	73
Figur 32: Kruskall-Wallis rank sum test av fosforbelastning för perioder av åtgärdsarbeten. . Där $p < 0,05$ = signifikans. Denna gäller för månatliga värden.	75
Figur 33 Djurenheter Västervik kommun exkluderat fjäderfä (Jordbruksverket 2023.....	76
Figur 34 Vattenföringsmätning Loftaån under 2022. Grå linje = Modellerad via S-hype (SMHI 2023), blå och orange linje = uppmätt vattenföring i Loftaån. Källa: (Malmquist, manuskript)	77

Förkortningar

DARO	Delavrinningsområde
DEM	Digital höjdmodell
EK	Ekologisk kvot
HL	Hydraulisk Last
KW	Kruskall-Wallis
MK	Mann-Kendall
N	Kväve
P	Fosfor
SK	Seasonal-Kendall
Tot-N	Totalkväve
Tot-P	Totalfosfor
VISS	Vatteninformationssystem i Sverige
WFD	Vattendirektivet

1. Inledning

1.1 Introduktion

1.1.1 Bakgrund och direktiv

Vattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG) är ett EU-direktiv med målet att varje medlemsstat ska förbättra kvaliteten på och skydda vattenförekomster, för att uppnå och upprätthålla en god kemisk samt god ekologisk status i landets vattenförekomster. Idag står den antropogena belastningen av kväve och fosfor för knappt hälften av utsläppen till haven (Hansson et al. 2019). Där den totala kvävebelastningen i Östersjön har uppskattats till 7% högre än maximalt tillåtet gränsvärde, och fosforbelastningen till 44% högre (HELCOM 2021). För att motverka övergödning behöver problemet angripas från punktkällor som industri, samt från diffusa källor som jordbruk. I Sverige är punktkällorna i stort sett under kontroll, medan diffusa källor som jordbruket är mer utmanande att få kontroll över, med anledning av dess variabilitet, både spatialt som temporalt (OECD 2017). I svenska vattendrag anses fosfor som den begränsande parametern för övergödning (Fölster et al. 2012; Poikane et al. 2019), då fosfor anses begränsa primärproduktionen i sötvatten (Poikane et al. 2019). Därav är många åtgärder i jordbruksdominerade avrinningsområden fokuserade på att minska fosforläckaget från jordbruksmarken. Nitratdirektivet (Council Directive 91/676/EEC) styr när på året samt var i ett avrinningsområde man får gödsel för att minska näringsläckaget. Direktivet styr även minimumlagringskapaciteteten för gödsel, växtföljd, vintergrönt samt fånggrödor.

1.1.2 Påverkansfaktorer vid näringsexport

Utlakning av näringsämnen sker när kväve och fosfor passerar markens rotzon vid ungefär en meters djup, eller i transport förbi åkerkanten. Näringsämnen kan då inte längre påverkas av åtgärder på jordbruksmarken vilket leder till att åtgärder inom avrinningsområdet behöver sättas in. Från diffusa källor som jordbruk sker tillförseln av näringsämnen till mottagande vattendrag via flöde på eller via utlakning genom marken (Mellander et al. 2012). De drivande faktorerna bakom

näringsexport från jordbruksdominerade avrinningsområden kan delas in i fyra större kategorier: klimat, markanvändning, jordbruksmetoder samt biogeofysiska egenskaper för de specifika avrinningsområdena (Petersen et al. 2021). De första åtgärderna i ett avrinningsområde är att begränsa näringsläckaget redan vid dess källa och hindra att näringen lämnar åkern (Petersen et al. 2021). Förändringar i markanvändning är den ledande orsaken till hur transporten av i synnerhet kväve kan sänkas (de Wit et al. 2020), medan fosfor ligger kvar i ekosystemet och det kan ta flera år innan effekt visas (Sharpely et al. 2006) något som leder till en tidfördröjning från åtgärd till effekt (Aronsson et al. 2019). Vattenföring samt suspenderat sediment i vattendragen är starka indikatorer på den totala näringstransporten (Ezzati et al. 2022; Petersen et al. 2021). Dessutom kan utsläppen påverkas av en fördröjningseffekt, både via retention och kvarvarande näring från tidigare övergödning, så kallad ”*legacy pollution*” (Hansson et al. 2019; Cantoni et al. 2023). Vilken jordart som dominerar i ett avrinningsområde är betydande då lerjordar leder till större förluster av fosfor, där koncentrationerna av fosfor är kopplade till lerhalten i jordbruksmarken, där lerjordar är känsliga mot fosforförluster genom erosion av fosforpartiklar vid ytavrinning (Ulén et al. 2007; Pengerud et al. 2015). Däremot är lerjordar bättre för att motverka kväveförluster till skillnad från sandigare jordar. Detta då markens genomsläpplighet är lägre och kväve kan ta längre tid på sig för att ta sig genom jordprofilen för att sedan läcka ut i ett vattendrag (Kyllmar et al. 2014b).

1.1.3 Gränsvärden och statusbedömningar

Gränsvärden för fosforkoncentrationer i svenska vattendrag baseras på ett referensvärde från beräknad bakgrundshalt inom det aktuella avrinningsområdet, och gränsvärden beräknas därefter för varje avrinningsområde (Erlandsson Lampa et al. 2020). Dessa fungerar sedan som ett mål för att nå en god kemisk status enligt vattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG). För att uppnå god ekologisk och kemisk status använder Länsstyrelserna en ekologisk kvot (EK) för vattendrag, med avseende på fosfor, som ska vara högre än 0,5 (Vattenmyndigheterna i Sveriges fem vattendistrikt 2019). Gränsvärdet för att EK ska nå 0,5 beräknas som kvoten mellan referensvärdet och den observerade halten av näringsämnen (Se bilaga 1: Tabell 18). Referensvärdet bestäms av bakgrundshalterna av fosfor i ett vattendrag vid av människan opåverkat tillstånd och är då vattnets naturliga bakgrundshalt (Erlandsson Lampa et al. 2020). Åtgärdsbehovet utgår från varje vattenförekomst förbättringsbehov och visar hur mycket belastningen måste minska (Petersson et al. 2022). Metoden för beräkning av åtgärdsbehov finns beskriven i en rapport av Erlandsson Lampa et al. (2020). Ofta finns inte gränsvärden för kväve som för fosfor, då kväve inte ses som en begränsande parameter för primärproduktionen i vattendrag (Poikane et al. 2019). Havs- och vattenmyndigheten utgår då i stället från äldre bedömningsgrunder från

Naturvårdsverket, där statusklasserna inte baseras på en kvot som för fosfor, utan på fasta värden baserat på trendsättande vattendrag (Havs och vattenmyndigheten 2020). Dessa utgår från treåriga medelvärden av uppmätta kvävekoncentrationer, där 75 % av de svenska trendvattendragen år 2019–2021 uppvisade låga eller måttligt höga halter av totalkväve (Havs och vattenmyndigheten 2020).

1.1.4 Trender

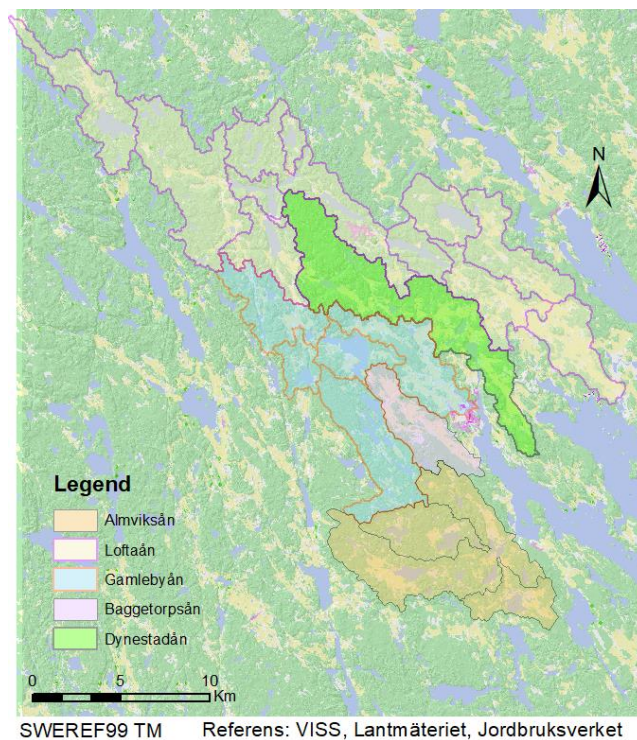
Genom att studera tidsserier från övervakningsprogram i vattendrag är det möjligt att identifiera trender, temporal variabilitet, samt ifall en effekt av miljöskyddsåtgärder i ett avrinningsområde är synlig (Pengerud et al. 2015). Tidigare analyser av trender från jordbruksdominerade avrinningsområden (år 1990–2010) visade på minskande belastning av både fosfor och kväve i svenska vattendrag, med fler signifikanta trender på 20-åriga tidsserier gentemot 10-åriga (Fölster et al. 2012). Tydligast trender observerades i områden där miljöskyddsåtgärder genomförts (Fölster et al. 2012). I Danmark visade en studie där trendanalys delades upp i perioder (1990–1998, 1999–2007, 2008–2018) utefter implementering av miljöskyddsåtgärder att kvävebelastningen minskade med 30–52% på hela tidsserien som en effekt av de miljöskyddsåtgärder som implementerats (Petersen et al. 2021).

1.2 Västervik kommun, Kalmar län

1.2.1 Näringsläckage

I studien ingår fem delavrinningsområden i huvudavrinningsområdet Västervik-Loftahammar (Figur 1), Kalmar län, i sydöstra Sverige. De studerade avrinningsområdena befinner sig i ett nitratkänsligt område, då det har sitt utlopp i det övergödningsspåverkade Egentliga Östersjön (HELCOM 2021). År 2019 beräknades läckaget av kväve från åkermarken i Kalmar län till $6,8 \text{ kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ och koncentrationen kväve $3,6 \text{ mg l}^{-1}$. För fosfor beräknades läckaget till $0,42 \text{ kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ och koncentrationen till $0,25 \text{ mg l}^{-1}$. Detta kan jämföras med siffrorna för hela Sverige där läckaget av kväve beräknades till $16,2 \text{ kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ samt fosforläckaget till $0,48 \text{ kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ (Johnsson et al. 2023).

Inre Gamlebyviken där samtliga avrinningsområden utom Loftaån har sina utlopp klassificerades som otillfredsställande vid senaste statusklassificeringen år 2017 (EK = 0,269). Totalmängden fosfor under vinterhalvåret klassificerades då som dålig med en observerad halt på $1,55 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$ mot ett referensvärde på $0,43 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$.



Figur 1 Studerade avrinningsområden i Västervik. Avrinningsområdena är uppdelade i delavrinningsområden efter Vattenmyndigheternas uppdelning. I figuren visar färgkodning avrinningsområdet medan linjerna visar delavrinningsområden (DARO).

1.2.2 Framtida klimat

Framtida klimatscenarier visar att antalet intensiva nederbördsmängder, medelårsnederbörd samt årsmedeltemperatur kommer öka i Kalmar län. Detta leder till en ökad vintertillrinning och en minskad tillrinning under vår, sommar och höst. Vinterflödet beräknas öka och vårfloedtopparna försvinna, samt att vegetationsperioden förväntas förlängas (Persson et al. 2015).

1.2.3 Miljöskyddsåtgärders mekanism

De miljöskyddsåtgärder som genomförts i de studerade avrinningsområdena är till stor del fysiska åtgärder med fokus på att minska fosforläckaget från jordbruksmarken. På fältnivå har även åtgärder för att minska kväveläckaget genomförts. Exempel är odlande av fånggröda eller vintergrönt.

Bland de åtgärder som genomförts i Västervik finns:

Våtmarker

En anlagd eller restaurerad våtmark behåller vattnet och stärker landskapet mot bland annat torka och översvämningar. Genom att binda näringsämnen som läcker ut från jordbruksmarken renas vattnet från föroreningar. Våtmarken fungerar som en näringsavskiljare där kvävet tas upp genom denitrifikation, en process där nitrat

ombildas till kvävgas. Fosfor i våtmarker återfinns till störst del som partikulär fosfor som sedimenterar på botten (Kynkäänniemi 2014). Effekten av en anlagd våtmark visar sig oftast efter en viss tids stabilisering (Aronsson et al 2019).

I Västervik är våtmarker främst anlagda för att fungera som ett näringsupptag mot fosfor- och kväveutsläpp från åkermarken. En uppföljning av våtmarker anlagda i Kalmar län utfördes mellan åren 2015–2020, som visade att en hög näringsavskiljning i våtmarker kan uppnås, men även att skillnader mellan olika våtmarker är stora (Nilsson et al 2021).

Fosfordammar

En fosfordamm anläggs högt upp i vattensystemet där näringsbelastningen är stor, de har ett mindre tillrinningsområde än våtmarker och placeras nära platsen där fosforläckaget är som störst (Gyllström et al. 2016). Fosfordammen består av en djupare sedimentationsfälla i början av dammen, följt av en grundare del bevuxen med vegetation (Gyllström & Larsson 2013). I en fosfordamm renas vattnet som i en våtmark genom att partikulärt bunden fosfor sjunker till botten i början av dammen.

Tvåstegsdiken

Tvåstegsdiket utformas i två steg med terrasser på båda sidor om dikets mittfåra (Aronsson et al. 2019) och med en djupfåra i mitten för att vattenföringen ska fortgå även under lågflöden. Vid högre flöde rinner vattnet över terrasserna där kväve och fosfor fastläggs genom sedimentation eller vegetationsupptag. De används ofta som en åtgärd för att minska fosforbelastningen genom att minska sedimenttransporten i vattendraget. Flacka kanter och minskad rasvinkel minskar erosion och leder till ökat näringsupptag. Effekt av åtgärden beräknas uppkomma efter en tids stabilisering (Aronsson et al. 2019).

Tvåstegsdiken minskar översvämningensrisken och ökar denitrifikationen genom mer kväveväxtupptag. I Västervik har man bland annat anlagt ett 2 km långt tvåstegsdike längs med Baggetorpsån (Västerviks kommun 2022).

Anpassad dränering / grundvattenyta

För att minska avrinningen i ett avrinningsområde kan dämningar i öppna diken eller dräneringssystem anläggas. Detta leder till höjd grundvattennivå och minskad avrinning och näringsförlust från jordbruksmarken (Västerviks kommun 2022). För att uppnå bäst effekt av dräneringen behövs plana fält med en högt naturligt stående grundvattennivå (Aronsson et al. 2019).

I Västerviks kommun anpassade man dräneringen i Baggetorpsåns avrinningsområde genom att bygga upp vallar för att på så vis förändra vattnets väg i landskapet. En anpassning som genomfördes på grund av översvämningar år 2010, vilket ledde till stora näringsutsläpp och minskade skördar (Muntlig källa). Senare

har man för att motverka torka, som den år 2018, anpassat området genom att även hålla kvar vatten med hjälp av dämningar.

Skyddszoner

Skyddszoner är ofta en gräsbevuxen zon längs vattendraget. Skyddszoner definieras som skyddszoner eller anpassade skyddszoner beroende på om växtmaterialet skördas eller ej (Aronsson et al. 2019). Effekten av skyddszoner är varierande och beror på skyddszonens bredd samt fältets lutning, där i synnerhet bredden på skyddszonen är en viktig faktor (Aronsson et al. 2019; Kronvang 2014) Syftet med skyddszoner är att minska ytavrinning, erosion samt läckage från åkermark.

Strukturkalkning

Strukturkalkning är en åtgärd som förbättrar markstrukturen vilket leder till en bättre närings- samt vattenhållningsförmåga i jorden. Det som sker vid strukturkalkning är att kolloidkomplexet i marken mättas med främst kalciumjoner (Aronsson et al. 2019). Strukturkalkning har en över lag beräknad reduktionseffekt på 30 % gällande fosforläckage och sedimenttransport (Gyllström et al. 2016). Effekten av strukturkalkning uppkommer ofta direkt efter applicering på jordbruksmarken (Aronsson et al. 2019). En stor del av jordbruksmarken i Västervik (> 1 000 ha) har strukturkalkats sedan 2010 (Västerviks kommun 2022).

Förändringar kring odling

Åtgärder som genomförts på fältnivå är bland annat odlande av fånggrödor vilket syftar till odling av ny gröda efter huvudgrödans skörd och ses till störst del som en åtgärd mot förluster av kväve (Aronsson et al. 2011). Effekten av fånggröda för att motverka förluster av fosfor är däremot mer oklar, där tidigare studier inte visat på några signifikanta effekter mot fosforläckage (Bergström et al. 2015).

1.3 Syfte

Då man i Västerviks kommun genomfört vattenprovtagningar för kontroll av näringsämnen under en 11-årsperiod från 2011–2021, samt för åren 1999–2004 i två avrinningsområden är det viktigt med resultatuppföljning. Detta för att identifiera trender gällande koncentration samt belastning av näringsämnen, samt att utvärdera ifall en effekt av implementerade miljöskyddsåtgärder kan visas. Genom användande av klimatdata och statistik över markanvändning eller markförvaltning är det möjligt att skaffa sig en mer övergripande bild av avrinningsområdet, och därigenom korrelera mot näringsbelastningen. För att nå syftet har följande frågor undersökts:

1. Kan vi identifiera trender för uppmätt näringsbelastning i form av kväve och fosfor i avrinningsområdena?
2. Har de implementerade miljöskyddsåtgärderna för motverkande av uppmätt diffus näringsbelastning haft effekt, är den kvantifierbar?
3. Finns det någon korrelation mellan uppmätt vattenkvalitet och klimat eller markanvändning/markförvaltning?

2. Material och metod

2.1 Beskrivning av avrinningsområden

2.1.1 Karaktäristik av avrinningsområden

De studerade avrinningsområdena finns i huvudavrinningsområdet Västervik-Loftahammar i Kalmar Län. Loftaån (165 km²) består till största delen av skog (60%) följt av jordbruksmark (12%) (Tabell 1). Baggetorpsån (16,3 km²) har störst andel jordbruksmark (41% av det totala avrinningsområdet, varav 13% är betesmark). I Gamlebyåns (72,6 km²) avrinningsområde är den största andelen åkermark belägen vid utlopp. Dynestadån (47,4 km²) består av 21% jordbruksmark och 60% skog. Almviksån (64 km²) har en lägre andel jordbruksmark (11%). Den mest förekommande produktionen på åkermark är slätter och betesvall som står för nästan 50% av odlingen i avrinningsområdena. Den dominerande jordarten på jordbruksmarken är lera i de norra avrinningsområdena och silt i söder.

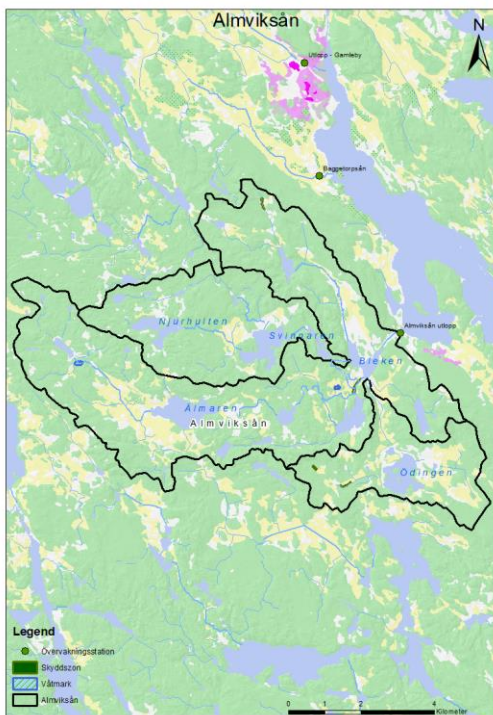
Tabell 1 Avrinningsområdesareal samt marktäcke. Total jordbruksmark är sammanslaget av åker och bete. Jordarter från Svenska Marktäckeskartan (NMD 2021).

Station	Area (km ²)	Jordbruksmark** (%)	Åker** (%)	Bete** (%)	Sjö* (%)	Skog* (%)	Dominerande produktion på åkermark**	Dominerande jordart* (%)
Almviksån	64	11	8	3	8	71	Slätter och betesvall	Silt (38)
Baggetorpsån	16,3	41	28	13	1	55	Slätter och betesvall	Finsilt (45)
Dynestadån	47,8	21	17	4	5	70	Slätter och betesvall	Lera (45)
Gamlebyån	72,6	16	12	4	9	65	Slätter och betesvall	Finsilt (51)
Loftaån	165	15	12	3	8	60	Slätter och betesvall	Lera (45)

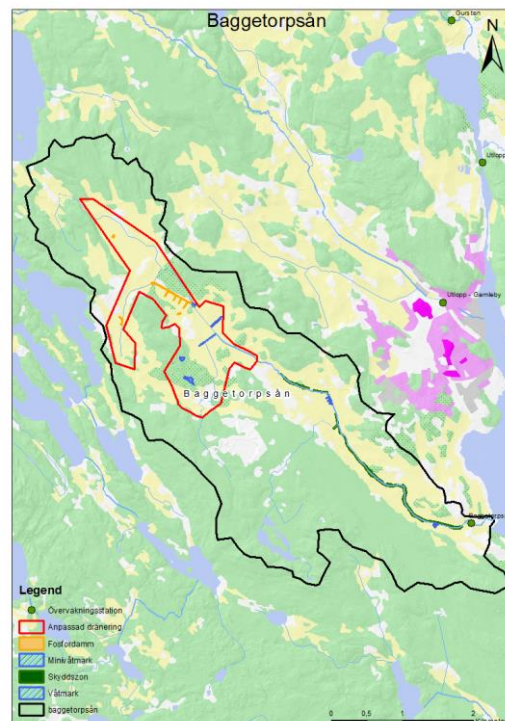
Källor: *Svensk Marktäckesdata, **Lantmäteriets jordbruksblock (2021)

2.1.2 Miljöövervakning

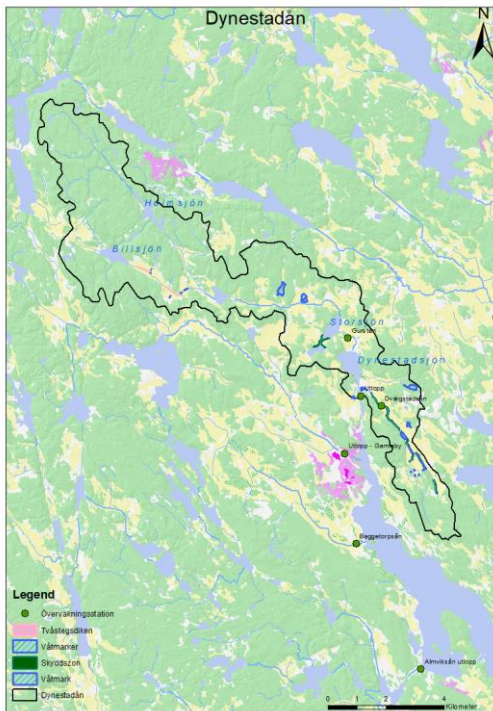
Övervakningsstationer för vattenprovtagning ligger i avrinningsområdets utlopp, förutom för Dynestadån samt Loftaån. I Dynestadån har man utfört vattenprovtagning på tre platser (Figur 4): station Gursten (N 6422466, E 583313) för Dynestadån, för Dynestadsjön i avrinningsområdets utlopp (N 6420421, E 583821), samt i Dvärgstadån med utlopp i Dynestadsjön (N 6420700, E 583973). I Loftaån användes övervakningsstation Ottinge (N 6423132, E 588492) fram till 2016 då man flyttade stationen till Åkersholm (N 6421084, E 589899) längre ner i avrinningsområdet (Figur 6). I Baggetorpsån (N 6415355, E 583661) (Figur 3), Gamlebyån (N 6418345, E 583427) (Figur 5) samt Almviksån (N 6410997, E 585672) (Figur 2) tas vattenprover närmare utloppet.



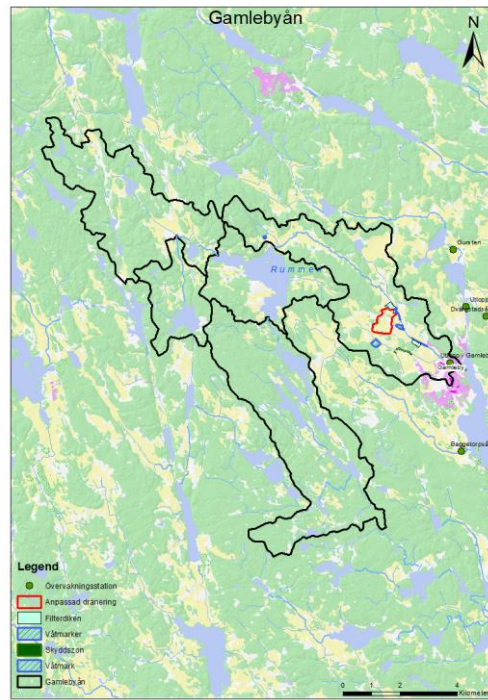
Figur 2 Almviksåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet



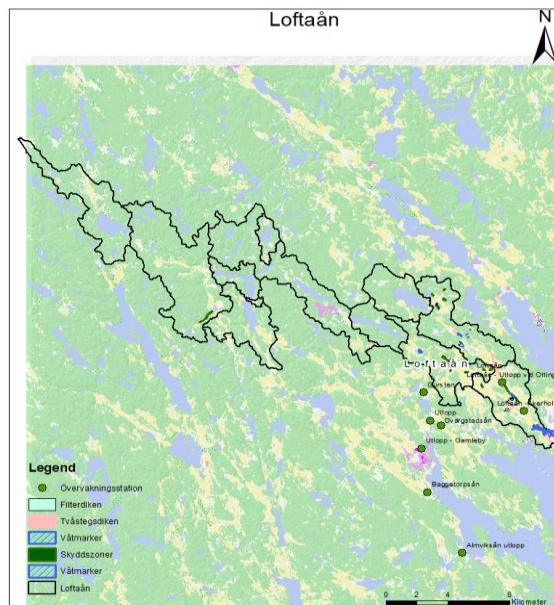
Figur 3 Baggetorpsåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet



Figur 4 Dynestadåns avrinningsområde samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet



Figur 5 Gamlebyåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet



Figur 6 Loftaåns avrinningsområde och delavrinningsområden samt ett antal genomförda miljöskyddsåtgärder. Källa: Vattenmyndigheterna, Västerviks Kommun & Lantmäteriet

2.1.3 Projekt i Västervik

Åtgärdsprogram

I Västerviks kommun har man inom ett flertal projekt (Tabell 2; Figur 27) arbetat med miljöskyddsåtgärder för att minska de diffusa utsläppen av i synnerhet fosfor. Projektarbetet i kommunen inleddes år 1999 med ”Framtid Gamlebyviken” (åren 1999–2004), med fokus på dagvatten, men även anläggande av våtmarker (Västerviks Kommun u.å.a). Efter ett uppehåll mellan åren 2005–2009 tog Västerviks kommun över ansvaret för vattenprovtagning år 2010 då projekt ”Inre Gamlebyviken” påbörjades (år 2011–2016 med uppstart år 2010). Åtgärder som genomförts är bland annat markkartering, strukturkalkning, anläggning av våtmarker samt vasskörd. I Dynestadsjön (vid utloppet av Dynestadåns avrinningsområde) har man i projektet ”Övergödningen som resurs” genomfört försök med återanvändning av sjöns bottenvatten för bevattning av angränsande åkermark (Västerviks kommun u.å.b; Joel & Wesström u.å.). I projektet ”Vattenfördröjande åtgärder i Västerviks Kommun” var syftet att fördröja vattnet i landskapet, öka grundvattenbildningen samt öka den biologiska mångfalden (Västerviks kommun 2022). I projekt ”Loftaån – åtgärder för minskat näringsläckage” har ett åtgärdsprogram med syfte att nå målet ”Ingen Övergödning” tagits fram, projektet beräknas minska näringsbelastningen till kustvattnet med 3 864 kg kväve samt 830 kg fosfor (Västerviks kommun 2018).

Tabell 2 Åtgärdsprogram i Västerviks Kommun. Källa: Västerviks kommun (u.å.a), Västerviks kommun (u.å.b), Västerviks kommun (2022), Västerviks kommun (2018), Joel & Wesström (u.å.).

Period	År	Projekt	Referens
	1996–1998	Före åtgärder	-
P1	1999–2004	”Framtid Gamlebyviken”	Västerviks kommun (u.å.a)
	2005–2009	Inga större projekt	-
P2	2010–2016	”Inre Gamlebyviken”	Västerviks kommun (2018)
	2017–2019	”Övergödningen som en resurs”	Västerviks kommun (u.å.b)
P3	2018–2022	”Vattenfördröjande åtgärder i Västerviks Kommun”	Västerviks kommun (2022)

Genomförda miljöskyddsåtgärder i avrinningsområde Baggetorpsån

Åtgärder som genomförts i Baggetorpsån (Tabell 3) grupperas som period 1 (P1) då åtgärdsarbetet drog i gång. Under period 2 (P2) anlades 3 km tvåstegsdiken samt att stöd söktes för 4,5 ha skyddszoner längs Baggetorpsån. Det anlades även 7 mindre fosfordammar samt fyra våtmarker på totalt 4 ha i avrinningsområdet. Den areamässigt största förändringen är 40 ha med förbättrad dränering och kalkfilterdiken för att minska avrinningen och läckaget i avrinningsområdet. På

fältnivå har det sökts stöd för 10 ha fånggröda, stallgödsel samt att 600 ha åkermark har strukturkalkats (VISS 2023). Period 3 (P3) var åtgärderna i avrinningsområdet färre där man från år 2018 anlagt åtta minivåtmarker och dessutom anpassat grundvattenytan för att bibehålla vattnet i avrinningsområdet (Västervik kommun 2022).

Tabell 3 Miljöskyddsåtgärder genomförda i Baggetorpsån. P1 = Före åtgärder, P2 = Program "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun

Period	År	Miljöskyddsåtgärd	Storlek	Antal
P1	2004–2010	Före åtgärder + Projektstart	-	-
P2	2011–2013	Tvåstegsdiken	3 km	-
	2011–2016	Stallgödsel	-	-
	2011–2016	Skydds-zoner	4,5 ha	-
	2011–2016	Strukturkalkning	600 ha	-
	2011–2016	Fosfordammar, 5 från 2014	-	7
	2011–2016	Förbättrad dränering och kalkfilterdiken	40 ha	-
	2011–2016	Våtmarker	4 ha	4
	2012–2014	Fånggröda	10 ha	-
	P3	2018–2022	Anpassad grundvattenyta	150 ha
2018–2022		Minivåtmarker	-	8

Genomförda miljöskyddsåtgärder i avrinningsområde Dynestadån

Åtgärdsarbetet i Dynestadåns avrinningsområde (Tabell 4) inleddes under P1 med anläggande av fyra våtmarker på en sammanlagd storlek av 15,5 ha. Under P2 upprättades år 2016 14 ha med skydds-zoner vid årummet. På fältnivå odlades sju ha fånggröda samt att 90 ha mark strukturkalkades (VISS 2023). Från år 2018 under P3 har 40 ha mark strukturkalkats i området. Man har även anlagt 1,5 km med tvåstegsdiken och 12 mindre våtmarker i området Segelrum (Västervik kommun 2022). I området kring Dvärgstadån som rinner ner i Dynestadsjön har ett intensivt arbete genomförts, där 150 ha har strukturkalkats, samt att det anlagts sex små våtmarker samt 11 ha större våtmark (Västervik kommun 2022).

Tabell 4 Miljöskyddsåtgärder genomförda i Dynestadån. P1 = "Framtid Gamlebyviken", P2 = Program "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun

Period	År	Miljöskyddsåtgärd	Storlek	Antal	Notering
P1	1999–2004	Våtmarker (2 från 97–98)	15,5 ha	4	
P2	2016	Skydds-zon	14 ha	-	
	2011–2014	Fånggröda	7 ha		
	2011–2016	Strukturkalkning	90 ha		

P3	2018	Strukturkalkning	40 ha		
	2018–2022	Små våtmarker	-	3	
	2018–2022	Minivåtmarker	-	9	
	2018–2022	Tvästegsdiken	1,5 km	-	
	2018–2022	Våtmark	5 000 kbm	-	
	2018–2022	Strukturkalkning	250 ha		Dvärgstadån
	2018–2022	Små våtmarker		6	Dvärgstadån
	2018–2022	Våtmarker	11 ha		Dvärgstadån

Genomförda miljöskyddsåtgärder i avrinningsområde Gamlebyån

I Gamlebyåns avrinningsområde (Tabell 5) anlades under P1 fyra våtmarker på totalt 11,5 ha. Under P2 genomfördes relativt få åtgärder, där 2,7 ha skyddszone och ett 600 m långt tvästegsdike anlades. Arbetet i Gamlebyån har intensifierats sedan 2018 med bland annat 10 mindre våtmarker, 10 ha filterdiken samt att man anpassat grundvattenytan på en yta av 15 ha (Västervik kommun 2022).

Tabell 5 Miljöskyddsåtgärder genomförda i Gamlebyån. P1 = "Framtid Gamlebyviken", P2 = "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun

Period	År	Miljöskyddsåtgärd	Storlek	Antal
P1	1999–2004	Våtmarker	11,5 ha	4
P2	2011–2016	Skyddszone	2,7 ha	-
	2011–2016	Tvästegsdike	600 m	-
P3	2017	Fosfordamm, bevattningsdamm	-	-
	2018–2022	Strukturkalkning	50 ha	-
	2018–2022	Små våtmarker	1,5 ha	2
	2018–2022	Minivåtmarker	-	8
	2018–2022	Anpassad grundvattenyta	15 ha	-
	2018–2022	EFK	1,3 km	-
	2018–2022	Filterdiken	10 ha	8

Genomförda miljöskyddsåtgärder i avrinningsområde Loftaån

Miljöskyddsåtgärder i Loftaåns avrinningsområde (Tabell 6) har kommit i gång på senare tid. Under P1 anlades år 2004 en 38 ha våtmark vid utloppet av Loftaån. Därefter har åtgärderna intensifierats sedan år 2018 med bland annat 267 ha strukturkalkning, 20 mindre våtmarker samt 4,5 km tvästegsdiken.

Tabell 6 Miljöskyddsåtgärder genomförda i Loftaån. P1 = "Framtid Gamlebyviken", P2 = Program "Inre Gamlebyviken", P3 = Åtgärdsarbete från 2018 (Västerviks kommun 2022). Källa: Vattenmyndigheterna i Sverige och Västerviks Kommun

Period	År	Miljöskyddsåtgärd	Storlek	Antal
--------	----	-------------------	---------	-------

P1	2004	Våtmarker	38 ha	1
P3	2018	Vasskörd	15 ha	
	2018–2022	Strukturkalkning	267 ha	
	2018–2022	Små våtmarker		5
	2018–2022	Minivåtmarker		15
	2018–2022	Tvästegsdiken	4,5 km	
	2018–2022	EFK	600 m	-
	2018–2022	Filterdiken	10 ha	8

2.2 Data

Den insamlade data som används i studien presenteras i Tabell 7. För utförlig beskrivning se sektion 2.2 för använd data samt 2.3 för metoder. Grafer är uppritade i R med paketen *ggplot* samt *ggstatsplot*.

Tabell 7 Material använt för framtagande av information för studien. Data = Vilken fil/databas eller version som använts. Referens = upphavsorganisation.

Information	Data	Referens
Avrinningsområden	SVAR 2016_8	Vattenmyndigheterna (2023)
Bakgrundskarta	Terrängkarta 1:50 000	Lantmäteriet (2023b)
Blockdata	Jordbruksblock 2010–2021	Jordbruksverket (2021)
Djurtäthet	Statistikdatabasen JSD	Jordbruksverket (u.å.b)
Höjddatamodell	GSD höjddata Grid 2+	Lantmäteriet (2023a)
Jordbruksskiften	Skiftesdata 2009–2021	Jordbruksverket (u.å.a)
Klimatdata	Station Gladhammar	SMHI (2023a)
Lerhalt	NMD Marktäckesdata	NMD, Naturvårdsverket (2020)
Marktäcke	NMD2018Basskikt v2.2	NMD, Naturvårdsverket (2020)
Miljöskyddsåtgärder	VISS	VISS (2023)
Mätdata 1978–2010	Tot-P, Tot-N	Länsstyrelsen Kalmar
Mätdata 2010–2022	Tot-P, Tot-N	Västerviks kommun
Statistisk analys	R Studio (4.2.3)	R-Project (2023)
Vattenföring	S-HYPE 2016_8	SMHI (2023b)

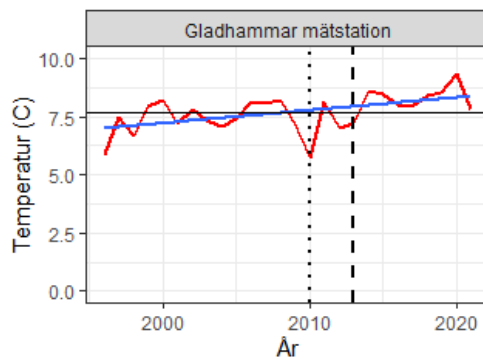
2.2.1 Klimatdata

Klimatdata hämtades från mätstation Gladhammar (latitud: 57,7068, longitud: 16,4526) söder om Västervik (SMHI 2023a). Medelårstemperaturen vid station Gladhammar sedan år 1996 var 7,7°C och medelårsnederbörden 634 mm år⁻¹ (Tabell 8). Klimatet i området visar på en signifikant ökande årsmedeltemperatur

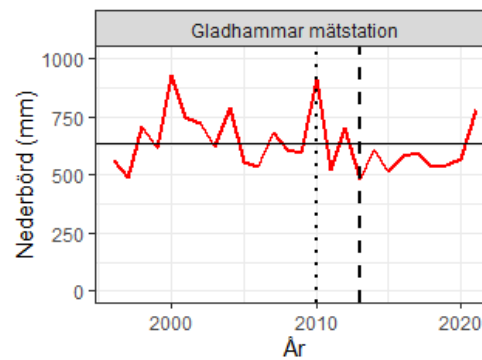
($+0,05 \text{ } ^\circ\text{C } \text{år}^{-1}$) vid Mann-Kendall trendtest. Den årliga nederbörden (Figur 8) är minskande ($-3,0 \text{ mm } \text{år}^{-1}$), inga signifikanta trender visas på års- eller månadsnederbörden (Figur 28, bilaga 2). Med Pettitt-test visades en brytpunkt i medelårstemperatur år 2013 (Figur 7), där medelårstemperaturen för sista gången låg under medel.

Tabell 8 Årsmedeltemperatur och total årlig nederbörd för åren 1996–2021 på station Gladhammar. Fetmarkerad = signifikanta förändringar ($p < 0,05$). M-K = Mann-Kendall trendtest. Slope = Sens Slope. Pettitt = Brytpunkt. Källa: SMHI (2023a).

Data	År	Medel	M-K (p)	Slope	Pettitt
Nederbörd	1996–2021	$634 \pm 121 \text{ (mm } \text{år}^{-1})$	0,186	$-3,0 \text{ (mm } \text{år}^{-1})$	-
Temperatur	1996–2021	$7,7 \pm 0,8 \text{ (}^\circ\text{C)}$	0,014	$+0,05 \text{ (}^\circ\text{C } \text{år}^{-1})$	2013



Figur 7 Medelårstemperatur vid Gladhammar mätstation. Streckad linje = brytpunkt för temperatur, Pettitt: ($p < 0,05$), punktlinje = brytpunkt för nederbörd. Horisontell linje = årligt medelvärde för temperatur ($7,7 \pm 0,8^\circ\text{C}$).



Figur 8 Årlig nederbörd vid Gladhammar mätstation. Streckad linje = brytpunkt för temperatur, punktlinje = brytpunkt för nederbörd; Pettitt: ($p < 0,05$). Horisontell linje = årligt medelvärde för nederbörd ($634 \pm 121 \text{ mm/år}$).

2.2.2 Markdata

Avrinningsområden erhöles från Vattenmyndigheternas avrinningsområdesdatabas SVAR2016_8 (Vattenmyndigheten 2023). Höjddata togs fram för avrinningsområdena med GSD höjddata Grid 2+ (Lantmäteriet 2023a). Bakgrunden på samtliga kartor använder sig av Lantmäteriets terrängkarta med skala 1:50 000 (Lantmäteriet 2023b). Marktäcket i avrinningsområdena togs fram med raster-filer från nationella marktäckesdatas basskikt (Naturvårdsverket 2020). Dessa delades upp i skog, åker, sjöar och exploaterad mark. För att ta fram den andel av jordbruksmarken som används för bete, fånggröda, vårbearbetning och andra grödor används Jordbruksverkets data över jordbruksblock (Jordbruksverket 2021), samt skiftesdata (Jordbruksverket u.å.a). Data för markanvändning separerades för att ta fram årligt skiftesdata. Markanvändningen delades upp efter vilken markanvändning som ges bidrag för fånggröda eller vårbearbetning. För

antal djurenheter i Västerviks kommun används Jordbruksverkets statistikdatabas (Jordbruksverket u.å.b).

2.2.3 Mätdata för vattenkvalitet

Mätdata för koncentration av Totalfosfor (Tot-P) och Totalkväve (Tot-N) insamlades av Västervik kommun från år 2010 och av Länsstyrelsen i Kalmar län före år 2010, samt i Loftaån före år 2015. Vattenprovtagningar för kväve och fosfor har tagits i snitt en gång i månaden sedan år 2011, genom manuell vattenprovtagning. Före år 2010 var de manuella vattenprovtagningarna mer utspridda och vissa år togs de veckovis, samt för andra perioder fyra gånger per år. Mätdata saknades i många fall mellan åren 2005–2010, därav delades mätdata upp i två mätserier för analys. Endast extremvärden som föll utanför vad som kan ses som normal variation togs bort. Då mätning av vattenkvalitet är taget för få gånger per år, med stora mellanrum, eller då data saknas utvärderas var del för sig och stryks om de bedöms ge en otillförlitlig bedömning av vattenkvaliteten under perioden.

2.2.4 Vattenföring

Modellerad vattenföring hämtades från SMHI:s modell S-HYPE (SMHI 2023b).

2.3 Metod

2.3.1 Flödesviktade koncentrationer

Flödesviktade koncentrationer (Ekvation 1) togs fram efter metoden ”*Weighted Regressions on Time, Discharge and Season*” (WRTDS) av Hirsch & Cicco (2015). Metoden genomförs i R Studio med paketen *EGRET* och *dataRetrieval* för att koppla koncentrationer och flöde i avrinningsområdet. En anledning till användningen av flödesviktade koncentrationer är att koncentrationerna vid högflöden fångas upp bättre. Därmed får det en större inverkan på den årliga medelkoncentrationen än vad koncentrationen vid lågflöden får, medan en medelårskoncentration räknar med att all vattenföring är stationärt distribuerad (Hirsch & Cicco 2015). I formeln är n antalet provtagningar, c_i är koncentrationen för prov i och t_i tidsintervallet.

$$\text{Ekvation 1} \\ FW = \frac{\sum_1^n (c_i * t_i * q_i)}{\sum_1^n (t_i * q_i)}$$

2.3.2 Beräkning av näringsbelastning

Näringsbelastning (L) beräknades som produkten av koncentrationen (c) av näringsämnen och vattenföringen (Q) vid samma tidpunkt (Ekvation 2). Dessa värden räknas sedan om till månatlig (kg mån^{-1}) samt årlig (kg år^{-1}) näringsbelastning.

Ekvation 2

$$L = c * Q$$

2.3.3 Flödesnormalisering

Näringsbelastningen flödesnormaliseras med en semiparametrisk regressionsmodell (Ekvation 3) av Stålnacke & Grimvall (2001). Där månatliga värden för näringsbelastning normaliseras genom att ta bort den variation som kan bero på fluktuationer i vattenföring, temperatur, salinitet eller annan naturlig variation. Den semiparametriska normaliseringsmodellen har den generella formen:

Ekvation 3

$$y_{ij} = \alpha_{ij} + \beta_{1,j}x_{1,ij} + \dots + \beta_{p,j}x_{p,ij} + \varepsilon_{ij}, i = 1, \dots, n \quad j = 1, \dots, m$$

Där y_{ij} är den observerade responsen för månad j av år i . $x_{k,j}$, $k=1, \dots, p$ representerar samtida värden av p förklarande variabler, samt ε är en slumpmässig felterm med medelvärde 0. Lutningsparametern ($\beta_{k,j}$, $k=1, \dots, p$) kan variera under säsong j , och skärningspunkten α_{ij} får variera både under säsong (j) samt årligt (i). (Stålnacke & Grimvall, 2001).

2.3.4 Linjär regression och monoton trend

För identifiering av monotona trender vid tidsserieanalys användes Mann-Kendall (MK) (Helsel et al. 2020) samt Seasonal-Kendall (SK) (Helsel et al. 2020). Mann-Kendall (Ekvation 4) är ett icke-parametriskt rankningsbaserat test för monotona tidsserier. Grundhypotesen (H_0) antar att det inte föreligger någon trend, resultatet av Kendall-testet visar om vi har en signifikant trend ($p < 0,05$) och därigenom kan avvisa noll-hypotesen och acceptera att det finns en monoton trend i tidsserien. Mann-Kendall testet används för att se trender i data med årliga tidsserier av koncentrationer, belastning, vattenföring, klimat och markanvändning (Helsel et al. 2020). Testet analyserar sgn av skillnaden för senare uppmätt data (j) med tidigare uppmätt data (k). För tidsserien x_1, \dots, x_n är $Sgn(x_j - x_k)$ skillnaden mellan värden senare i tidsserien och värden tidigare i tidsserien där $j > k$, och sätter värdet 1, 0 eller -1 beroende om det är positivt, neutralt eller negativt. S är summan av samtliga heltal, i de fall där $S > 0$ är observationerna högre senare i tidsserien, och där $S < 0$

är observationerna lägre senare i tidsserien. Är absolutvärdet på S lågt visas ingen trend (Helsel et al. 2020).

$$\text{Ekvation 4}$$

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k)$$

Seasonal-Kendall (Ekvation 5) delar in tidsserien i säsonger för att ta med säsongsvariationen. Detta är därmed en bra metod för månatliga tidsserier och kräver heller inte att det data som används är normaldistribuerad (Hirsch et al. 1982). Är säsongerna månatliga betyder det att metoden jämför varje månad mot tidigare års månad (ex. Januari för varje år). SK-testet körs på månadsserier för koncentrationer, belastning samt klimat. Där S_k är summan av S från varje säsong, S_i är S från säsong i och m är antalet säsonger.

$$\text{Ekvation 5}$$

$$S_k = \sum_{i=1}^m S_i$$

Lutningen på regressionslinjen beräknas med Theil-Sen's Slope (Ekvation 6) där b_1 är lutningen och b_0 är skärningen på axeln. Lutningen är relaterad till Kendalls Tau som beräknas i Mann-Kendall-testet och används för att bestämma den linjära regressionen (Helsel et al. 2020).

$$\text{Ekvation 6}$$

$$\hat{y} = \hat{b}_0 + \hat{b}_1 * x$$

2.3.5 Identifikation av brytpunkter

För identifiering av brytpunkter (*change point detection*) i tidsserier som kan visa på en förändring i tidsserien används ”*Pettitt's test for change point detection*” (Pettitt 1979) (Ekvation 7). Där den troliga brytpunkten i en serie K_t har ett signifikansvärde på $p < 0,05$. Vektorn $U_{t,T}$ har sitt maxvärde från tidsserien. Test för brytpunkt genomförs på årliga klimatdata, vattenföring, samt belastning och koncentration av näringsämnen. Metoden är rankningsbaserad och används för att finna potentiella brytpunkter i en tidsseries lutning. Pettitt-testet är användbart då det ej tar hänsyn till tillfälliga ökning, utan enbart tittar på permanenta brytpunkter i en tidsserie (Ezzati et al. 2022).

$$\text{Ekvation 7}$$

$$K_t = \max |U_{t,T}|, U_{t,T} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=t+1}^T \text{sgn}(X_i - X_j)$$

2.3.6 Korrelationer

Korrelationer mellan belastning och koncentration av näringsämnen kontrollerades med en korrelationsmatris på variabler för klimat och markanvändning. Detta för att identifiera ifall klimatvariabler eller markanvändning påverkar näringen i vattendrag. För testet används Spearman's korrelationskoefficient (Gauthier 2001) (Ekvation 8) är en icke-parametrisk teknik som bedömer det linjära sambandet eller korrelationen mellan två variabler, användes som koefficient.

$$\text{Ekvation 8}$$
$$\rho = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

Där ρ = Spearman's rankkorrelation, d_i = skillnaden mellan rank för de korresponderande variablerna och n = antal observationer (Gauthier 2001). Spearman's korrelationskoefficient rankar all data från lägsta till högsta och är relativt okänsligt mot extremvärden. Magnituden av summan är sedan relaterad till signifikansen av korrelationen.

Modeller av statistiskt signifikant trender och analyser visualiseras med hjälp av General Additive Model (GAM) (Hastie & Tibishirani 1986). Där den linjära responsvariabeln är beroende av en utjämningsfunktion från en förklarande variabel. GAM kan identifiera ickelinjära kovariata samband i en regressionsmodell (Hastie & Tibishirani 1986). Denna trend hjälper oss förstå förhållandet mellan responsvariabeln och den förklarande variabeln samt deras signifikans för transporten av näringsämnen (Ezzati et al. 2022).

2.3.7 Kruskal Wallis rank sum test

Åtgärderna delades upp i delperioder beroende på när åtgärden genomfördes eller inom vilket projekt (Tabell 2). Därefter testades perioderna för monotona trender och jämförelse av medelvärde samt medianvärde. Analys av varians genomfördes med ANOVA (Helsel et al. 2020) och *Kruskall-Wallis rank sum test* (KW) (Ekvation 9) för kategorisk respons (Helsel et al. 2020). Benjamini-Hochberg metoden (Benjamini & Hochberg 1995) används för att kontrollera falskpositiva resultat vid multipel hypotestestning, vilket ska visa signifikanta skillnader mellan samt inom perioderna.

$$\text{Ekvation 9}$$
$$K = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{j=1}^k n_j \left[\bar{R}_j - \frac{N+1}{2} \right]^2$$

För att undvika missvisande resultat användes perioder på 5–6 år, då risken för tillfälliga förändringar kan påverka resultaten vid för korta perioder.

3. Resultat

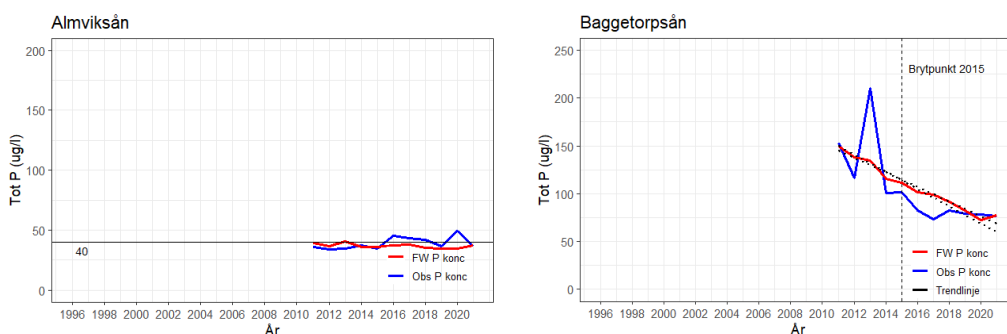
3.1 Trendanalys koncentrationer Tot-P

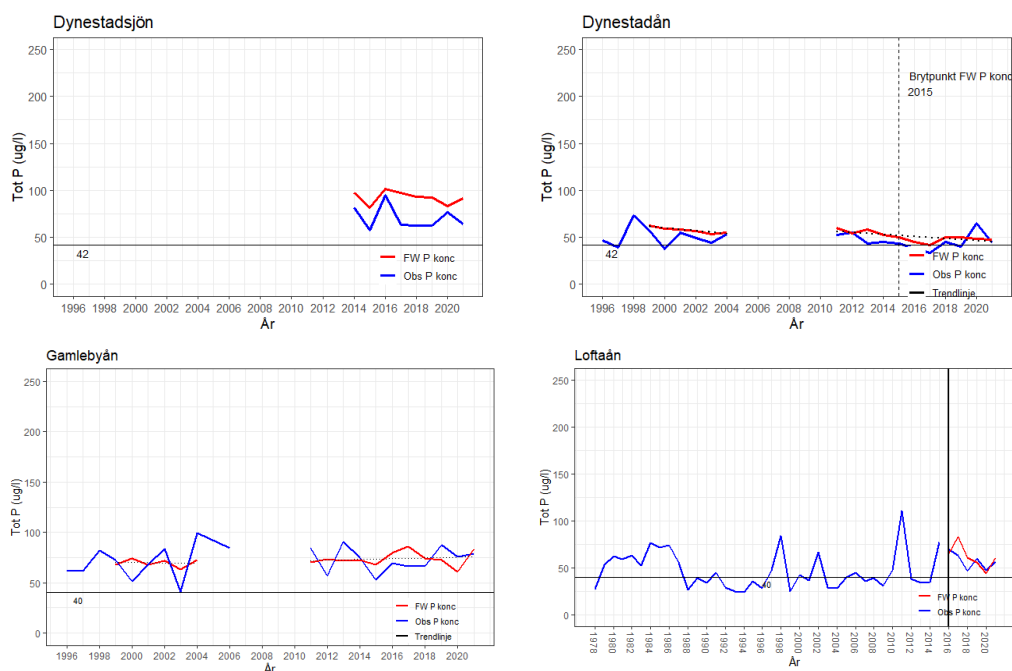
Högst uppmätta koncentrationer av Tot-P uppvisades i Baggetorpsån, men även tydligast minskning ($-5,8 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$). Mellan år 2011–2021 fanns nedåtgående trender (Figur 9) i Baggetorpsån ($-5,8 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$) samt Dynestadån ($-0,75 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$). Ökande trender observerades i Almviksån ($+0,54 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$).

Pettitt-test för årliga medelkoncentrationer fann en brytpunkt för observerade koncentrationer av Tot-P i Baggetorpsån år 2015 (Figur 9), där koncentrationerna minskade med 20 % mellan år 2015 och 2016.

De flödesviktade koncentrationerna uppvisade signifikanta minskningar sedan år 2011 i Baggetorpsån ($-7,8 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$) samt i Dynestadån ($-0,93 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$). Dynestadsjön flödesviktade medelårskoncentrationerna för Tot-P ligger högt över gränsvärdet på $42 \mu\text{g l}^{-1}$. De flödesviktade koncentrationerna visade även på ökning i Gamlebyån men icke signifikant. Skillnaden mellan perioderna 1996–2004 och 2011–2021 visade en koncentrationsminskning på 12% i Dynestadån.

Skillnaden mellan de observerade och de flödesviktade koncentrationerna visar sig tydligt där de flödesviktade koncentrationerna är jämnare och fler trender visas. Almviksån skilde sig då flödesviktade koncentrationerna visade ett lägre värde gentemot de observerade och en minskande trend visades.





Figur 9 Flödesviktad årsmedelkoncentration för Tot-P ($\mu\text{g l}^{-1}$). Horisontell linje representerar den koncentration som finns angiven av Vattenmyndigheterna för att avrinningsområdet ska nå "God status". Röd linje = flödesviktade medelårskoncentrationer. Blå linje = observerade koncentrationer. Vertikal heldragen linje = förändrad provtagning Loftaån. Vertikal streckad linje = brytpunkt Pettitt-test.

Tabell 9 Årsmedel för totalfosforkoncentration Tot-P ($\mu\text{g l}^{-1}$) 2011–2021, samt för period 1996–2004. Trend = trendriktning. Fetstil = signifikanta trender ($p < 0,05$). M-K = Mann-Kendall trendtest. FW = Flödesviktade medelvärden, obs = Observerade värden

Station	År	Tot-P	M-K	Sens	Trend	Tot-P	M-K (p)	Slope	Trend
		obs ($\mu\text{g/l}$)	(p)	slope ($\mu\text{g/l/år}$)		FW ($\mu\text{g/l}$)	FW	FW	FW
Almviksåån	2011–2021	39±5	0,12	+0,5	↑	37	0,16	-0,3	↓
Baggetorpsån	2011–2021	105±42	0,01	-5,8	↓	107	0,0001	-7,8	↓
Baggetorpsån	2004–10**	156	-	-	-	-	-	-	-
Dynestadssjön	2014–2021	71±13	0,90	-0,3	↓	92	0,27	-0,8	↓
Dynestadån	2011–2021	46±9	0,53	-0,8	↓	51	0,005	-0,9	↓
Dynestadån	1996–2004	51±11	0,91	-0,4	↓	58	0,024	-1,5	↓
Gamlebyån	2011–2021	73±11	0,76	+0,5	↑	74	0,44	+0,4	↑
Gamlebyån	1996–2004	71±11	0,21	+2,3	↑	70	0,71	+0,2	↑
Loftaån	2016–2021	57±10	0,26	-2,7	↓	62	0,13	-4,4	↓
Loftaån	1978– 2015***	47±20	0,42	-0,3	↓	-	-	-	-

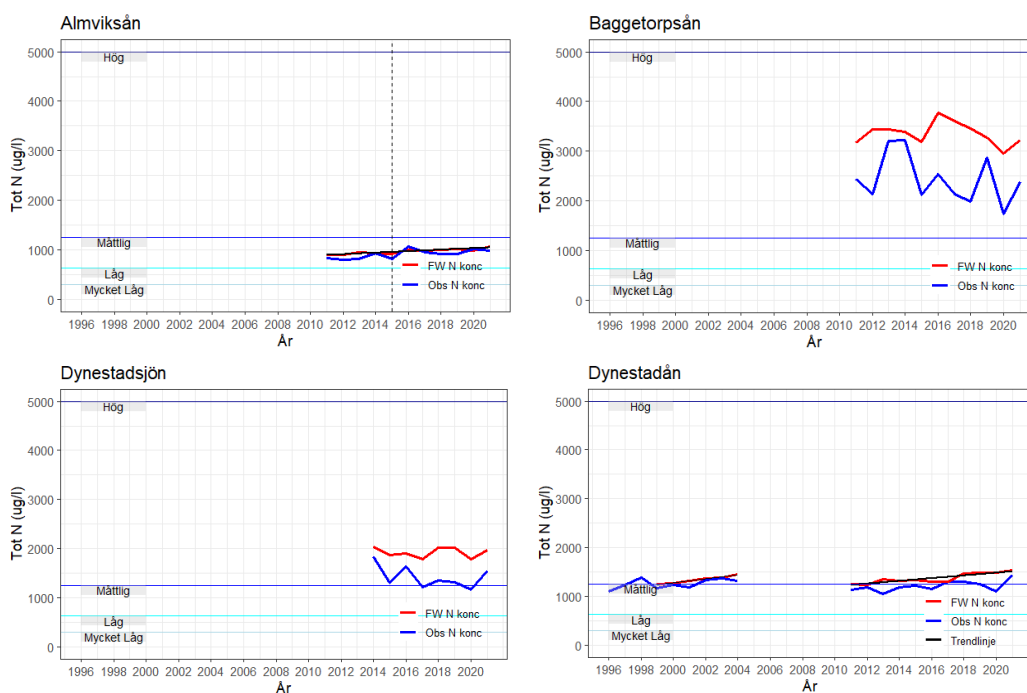
*Baserat på treårigt medelvärde (2019–2021). **Baggetorpsån för få antal mätningar/år 2004–2010 ***Loftaån i snitt 4 provtagningar/år mellan 1978–2015.

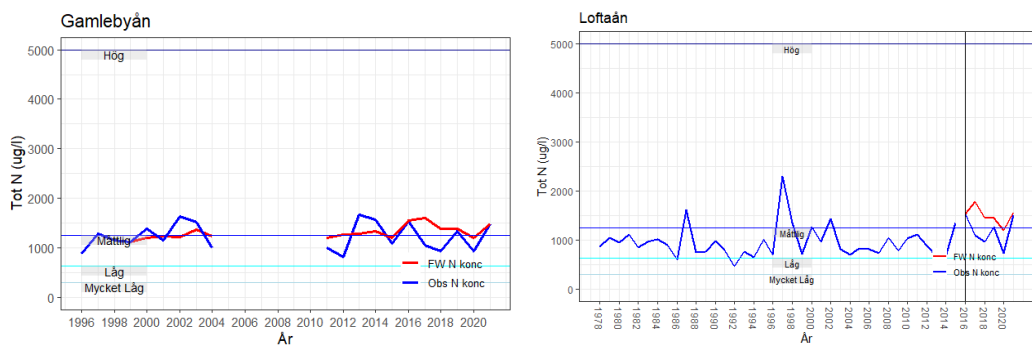
3.2 Trendanalys koncentrationer Tot-N

Högst uppmätt koncentration av kväve ($2432 \mu\text{g l}^{-1}$) uppvisades i Baggetorpsån medan lägst ($911 \mu\text{g l}^{-1}$) fanns i Almviksån. Det fanns en tydlig mellanårlig variation i kvävekoncentrationer för i synnerhet Baggetorpsån, Gamlebyån samt Loftaån. En signifikant ökande trend uppvisades i Almviksån ($+19 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$). Baggetorpsån ($-51 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$) samt Dynestadsjön ($-35 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$) uppvisade negativa trender med minskande kvävekoncentrationer.

De flödesviktade koncentrationerna visade signifikant ökande koncentrationer mellan åren 2011–2021 i Almviksån ($+16 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$) samt i Dynestadån ($+28 \mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$). Loftaån och Almviksån ligger på måttliga halter baserat på Naturvårdsverkets gränsvärden (Tabell 10) för kvävehalter i svenska vattendrag. Dynestadån, Dynestadsjön samt Gamlebyån uppvisade höga halter, men nära gränsvärdet till måttliga halter på $1\ 250 \mu\text{g l}^{-1}$. Enbart Baggetorpsån uppvisade en kvävehalt som kan klassificeras som hög. Pettitt-test fann en signifikant brytpunkt år 2015 i Almviksån.

Både Gamlebyån samt Dynestadån visade på lägre koncentrationer mellan åren 2011–2021 gentemot 1999–2004, något som dock inte avspeglas på de flödesviktade koncentrationerna.





Figur 10 Årsmedelkoncentrationer kväve ($\mu\text{g l}^{-1}$). Blå linje = årliga medelkoncentrationer. Röd linje = flödesviktade medelårskoncentrationer. Horisontella blå linjer representerar gränsvärden hämtade från Havs och vattenmyndigheten ($\mu\text{g l}^{-1}$): ≤ 300 = mycket låg, $301-625$ = låg, $626-1250$ = måttlig, $1251-5000$ = hög & >5000 = mycket hög. Vertikalt streck Loftaån där Västerviks kommun tog över vattenprovtagningen med månatliga provtagningar. Vertikal streckad linje = brytpunkt med Pettit's test.

Tabell 10 Totalkvävekoncentration Tot-N ($\mu\text{g l}^{-1}$). M-K (p) = signifikans ($<0,05$). Sens Slope = Linjär regression. Trend visar trendriktning. NV = Naturvårdsverkets gränsvärden för kväve i svenska vattendrag. Treårigt medel = 2019–2021. Signifikanta trender = fetmarkerade.

Station	År	Tot-N	M-K	Slope	Trend	Tot-N	M-K	Slope	Trend
		($\mu\text{g l}^{-1}$)	(p)	($\mu\text{g l}^{-1}\text{år}^{-1}$)		FW	FW		
						($\mu\text{g l}^{-1}$)			
Almviksån	2011–2021	911±90	0,043	+19,4	↑	966	0,003	+15,7	↑
Baggetorpsån	2011–2021	2 432±489	0,28	-51,4	↓	3 356	0,76	-23,6	↓
Baggetorpsån	2004–10**	2 878±1422	-	-	-	-	-	-	-
Dynestadsjön	2014–2021	1 421±232	0,39	-35,2	↓	1 921	0,71	-6,39	↓
Dynestadån	2011–2021	1 210±109	0,087	+23,3	↑	1 366	0,013	+27,8	↑
Dynestadån	1996–2004*	1 257±98	0,18	+22,3	↑	1 318	0,008	+40,7	↑
Gamlebyån	2011–2021	1 218±303	0,76	-9,3	↓	1 352	0,21	+21,8	↑
Gamlebyån	1996–2004*	1 233±246	0,35	+43,0	↑	1 222	0,06	+32,1	↑
Loftaån	2016–2021	1 187±314	0,71	-89,4	↓	1 496	0,71	-42,7	↓
Loftaån***	1978–2015	955±710	0,71	-1,76	↓	-	-	-	-

*Baserat på treårigt medelvärde (2019–2021). **Baggetorpsån för få antal mätningar/år 2004–2010 ***Loftaån i snitt 4 provtagningar/år mellan 1978–2015.

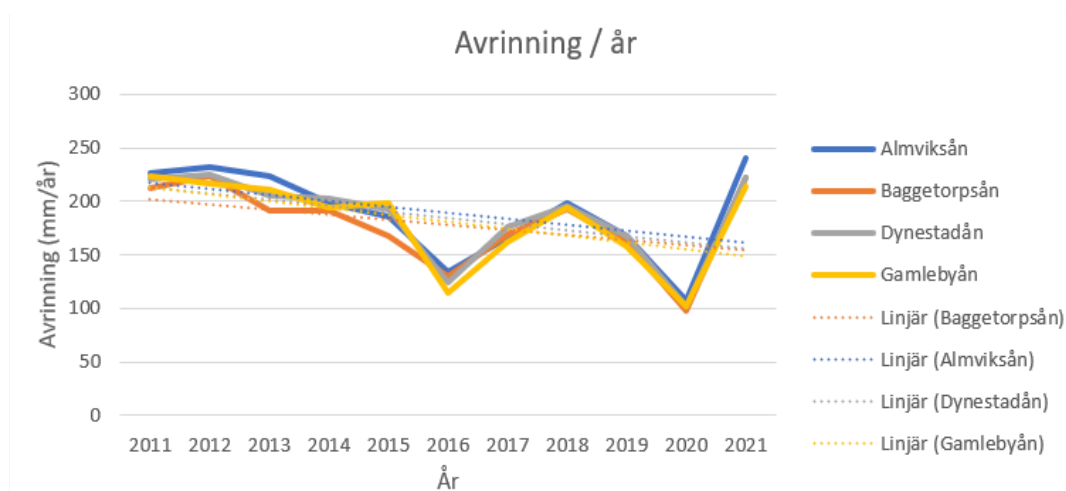
3.3 Trendanalys för modellerad avrinning

Samtliga vattendrag uppvisade en signifikant nedåtgående trend (Figur 11) i avrinning (Tabell 11) baserat på SMHI:s modellerade vattenföring från åren 2011–2021 (SMHI 2023b). Högst avrinning visades i Loftaån samt Almviksån med 189

mm år⁻¹ och lägst avrinning uppvisades i Baggetorpsån med 178 mm år⁻¹. För Dynestadån och Gamlebyån var medelavrinningen högre, 250 respektive 240 mm år⁻¹ mellan år 1999–2004. En minskad medelavrinning på 46 respektive 61 mm år⁻¹ skedde till åren 2011–2021.

Tabell 11 Avrinning baserat på SMHI:s modellerade värden från S-hype (SMHI 2023b). Q = Avrinning, M-K = Mann-Kendall trendtest för årliga tidsserier, signifikans ($p < 0,05$). Sens Slope = Regressionslinjens lutning. Trend = trendens riktning, Pettitt – brytpunkt baserat på årtrendlinjer.

Station	År	Q_{avg} (mm år ⁻¹)	M-K (p)	Sens slope (mm år ⁻¹)	Trend
Almviksån	2011–2021	178±42	0,087	-9,2	↓
Baggetorpsån	2011–2021	178±39	0,161	-6,3	↓
Gamlebyån	1999–2004	250±26	1,0	-0,9	→
Gamlebyån	2011–2021	181±42	0,043	-6,7	↓
Dynestadån	1999–2004	240±27	1,0	-0,5	→
Dynestadån	2011–2021	185±40	0,062	-6,8	↓
Loftaån	2011–2021	189±42			↓



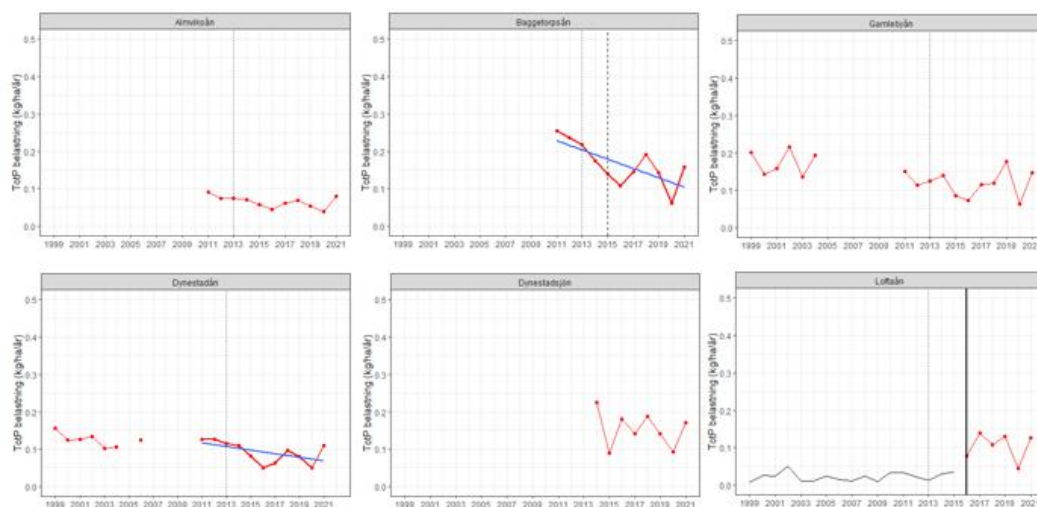
Figur 11 Årlig arealviktad avrinning (mm år⁻¹) 2011–2021 baserat på modellerade värden S-hype (SMHI 2023b). Trendlinje för perioden mellan åren 2011–2021.

3.4 Trendanalys näringsbelastning Tot-P

Observerad belastning Tot-P

Störst arealviktad fosforbelastning påvisades i Baggetorpsån (0,17 kg ha⁻¹ år⁻¹), samt lägst belastning i Almviksån (0,07 kg ha⁻¹ år⁻¹). I samtliga avrinningsområden är belastningen minskande (Figur 12), men endast statistiskt signifikanta nedåtgående trender fanns i Baggetorpsån (-0,014 kg ha⁻¹ år⁻¹) samt Dynestadån (-0,006 kg ha⁻¹ år⁻¹) (Figur 12). Medelfosforbelastningen har minskat från åren 1999–2004 mot 2011–2021 med 0,03 kg ha⁻¹ år⁻¹ i Dynestadån och 0,05 kg ha⁻¹ år⁻¹ i

Gamlebyån. I utloppet av Dynestadsjön rinner det igenom ungefär dubbelt så mycket fosfor som det kommer in i sjön via Dynestadån.



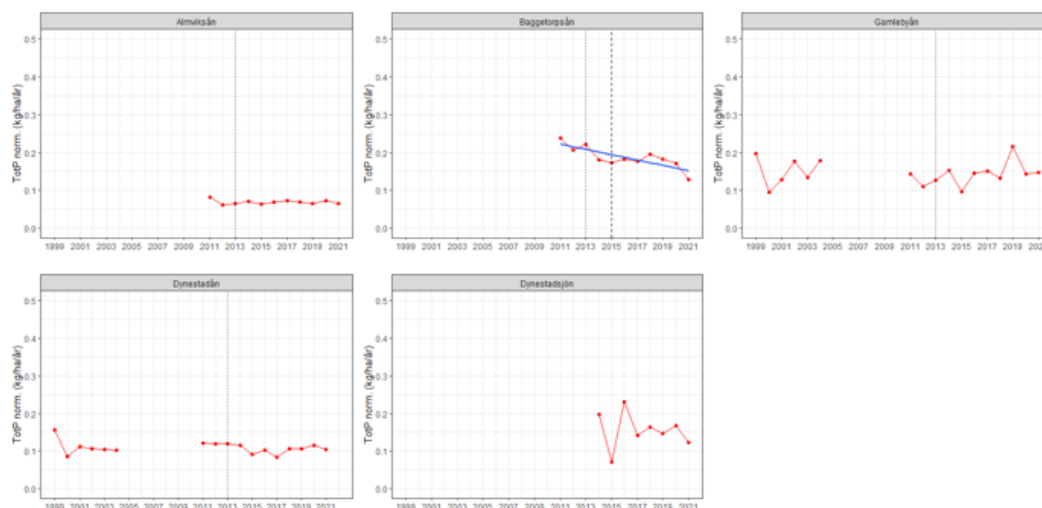
Figur 12 Arealviktad fosforbelastning ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$). Regressionslinje med signifikant ($p < 0,05$) trend = Sens slope. Streckad linje Baggetorpsån = brytpunkt i fosforkoncentration. Punktlinje 2013 = Brytpunkt temperatur. Loftaån till 2016 baseras på fyra kontroller per år och därav endast för jämförelse inom perioden, markerat med fet heldragen linje

Tabell 12 Årsmedelvärden samt arealviktad (ha) fosforbelastning (kg år^{-1}). Kendall ($p < 0,05$ = signifikant) för monoton trend och Sens slope för linjär regression. Trend positiv eller negativ oavsett signifikans. Statistiskt signifikanta trender är fetmarkerade. Antalet mätningar före 2016 är för få i Loftaån för att visa total årlig näringsbelastning.

Stationer	År	Tot-P (kg år^{-1})	Arealviktad ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)	Kendall (p)	Sens Slope ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)	Trend
Almviksån	2011–2021	422±99	0,07±0,02	0,062	-0,003	↓
Baggetorpsån	2011–2021	272±93	0,17±0,06	0,030	-0,014	↓
Baggetorpsån	2006	808	-	-	-	-
Dynestadsjön	2014–2021	736±224	0,15±0,05	0,54	-0,006	↓
Dynestadån	2011–2021	349±107	0,09±0,03	0,042	-0,006	↓
Dynestadån	1999–2004	472±73	0,12±0,02	0,26	-0,007	↓
Gamlebyån	2011–2021	864±251	0,12±0,03	0,88	-0,0001	→
Gamlebyån	1996–2004	1 267±242	0,17±0,03	1	-0,001	↓
Loftaån	2016–2021	1 630±562	0,10±0,04	1	-0,001	↓
Loftaån	1999–2015	-	-	0,39	+0,000	-

Flödesnormaliserad belastning Tot-P

Samtliga avrinningsområden uppvisade en minskande normaliserad fosforbelastning förutom Gamlebyån som hade en ökande belastning (+0,003 kg ha⁻¹ år⁻¹). Den flödesnormaliserade fosforbelastningen (Figur 13) visade en statistiskt signifikant nedåtgående trend i Baggetorpsån (-0,007 kg ha⁻¹ år⁻¹) (Tabell 13). Baggetorpsån uppvisade högst arealviktad årlig belastning med (0,19 kg ha⁻¹) och Almviksån (0,07 kg ha⁻¹) visade lägst fosforbelastning. Inga brytpunkter visades med Pettitt-test.



Figur 13 Flödesnormaliserad arealviktad (ha) fosforbelastning (kg år⁻¹). linjär regressionslinje där signifikant regression ($p < 0,05$). Tjock streckad linje = Brytpunkt i koncentration. Smal punktlinje = brytpunkt för temperatur. Loftaån hade för få månatliga provtagningar för att ta fram en rättvis normering och graf visas därav ej.

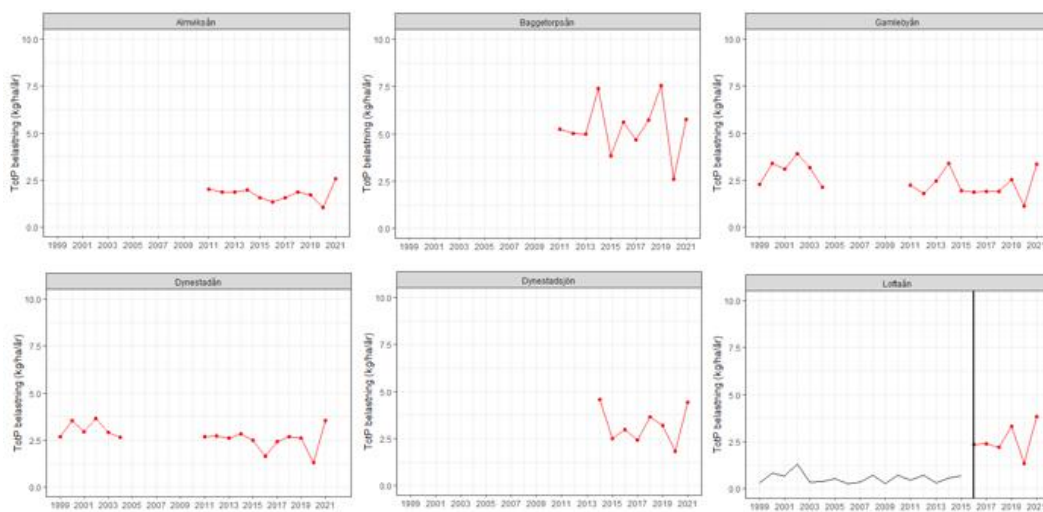
Tabell 13 Flödesnormaliserad arealviktad (ha) fosforbelastning (kg år⁻¹). M-K (p) Mann-Kendall signifikans ($p < 0,05$) fetmarkerad. Sens slope = regressionslinjens lutning. Trend = Trendens riktning.

Station	År	Tot-P norm (kg år ⁻¹)	Arealviktad (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	M-K (p)	Sens Slope (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Trend
Almviksån	2011–2021	442±36	0,07±0,01	1	0	→
Baggetorpsån	2011–2021	305±47	0,19±0,03	0,012	-0,007	↓
Dynestadsjön	2014–2021	743±228	0,16±0,05	0,711	-0,007	↓
Dynestadån	2011–2021	406±45	0,11±0,01	0,072	-0,002	↓
Dynestadån	1999–2004	420±90	0,11±0,02	0,260	-0,003	↓
Gamlebyån	2011–2021	1 035±218	0,14±0,03	0,213	+0,003	↑
Gamlebyån	1999–2004	1 101±280	0,15±0,04	0,707	+0,003	↑
Loftaån	2016–2021	-	-	-	-	-
Loftaån	1999–2015	-	-	-	-	-

3.5 Trendanalys näringsbelastning Tot-N

Observerad belastning Tot-N

Högst årlig kvävebelastning ($5,3 \text{ kg ha}^{-1}$) i Baggetorpsån påvisades mellan åren 2011–2021. Lägst kvävebelastning erhöles i Almviksån ($1,77 \text{ kg ha}^{-1}$) (Tabell 14). Mellan perioderna 1999–2004 och 2011–2021 var skillnaden $-0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i Dynestadån samt $-0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i Gamlebyån (Figur 14). Inga signifikanta monotona trender kan urskiljas med MK-test. Den största procentuella förändringen av kvävebelastning har skett i Dynestadån (-12%) och Gamlebyån (-14%). Som för fosforbelastningen syns en ökning under 2021 till följd av den höga vattenföringen under året följt av höga nederbördsmängder.



Figur 14 Arealviktad årlig medelkvävebelastning ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Loftaån vertikal linje = 2016 då månatliga mätningar inleddes.

Tabell 14 Årlig kvävebelastning ($\text{kg} \cdot 10^3 \text{ år}^{-1}$) samt arealviktad ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). M-K = Mann-Kendall test ($p < 0,05$) samt Sens slope för regressionslinje. Trend visas oberoende av om den är signifikant eller ej. Statistiskt signifikanta mätvärden = fetmarkerade.

Stationer	År	Tot-N ($\text{kg} \cdot 10^3 \text{ år}^{-1}$)	Arealviktad ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$)	M-K (p)	Sens slope ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$)	Trend
Almviksån	2011–2021	11,3±2,5	1,77±0,4	0,350	-0,032	↓
Baggetorpsån	2011–2021	8,7±2,3	5,31±1,4	0,756	+0,034	↑
Baggetorpsån	2006&2010	15,2±1,6	9,42±1,0	-	-	-
Dynestadsjön	2014–2021	15,3±4,7	3,21±1,0	0,902	-0,031	↓
Dynestadån	2011–2021	9,4±2,2	2,50±0,6	0,640	-0,033	↓
Dynestadån	1999–2004	11,5±1,6	3,01±0,4	0,707	-0,024	↓
Gamlebyån	2011–2021	16,2±4,9	2,23±0,7	1	-0,002	↓
Gamlebyån	1999–2004	21,7±4,9	3,00±0,7	1	-0,032	↓

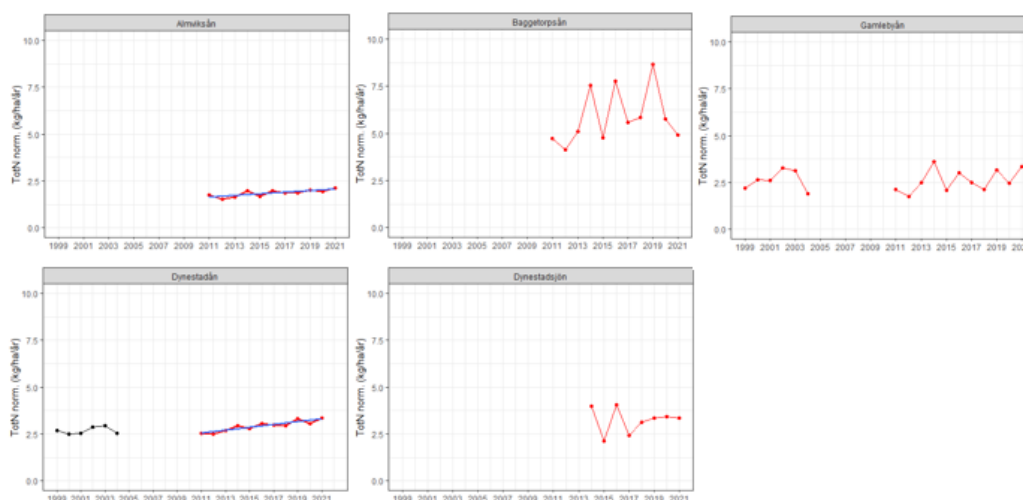
Loftaån	2016–2021	40,0±13,7	2,58±0,9	0,707	+0,265	↑
Loftaån*	1999–2015	-	-	-	-	-

*Loftaån för osäkra mätningar för att ge en tillförlitlig kvävebelastning.

Flödesnormaliserad belastning Tot-N

Den flödesnormaliserade kvävebelastningen uppvisade en ökande belastning i samtliga avrinningsområden. Statistiskt signifikanta trender i Almviksån (+0,046 kg ha⁻¹ år⁻¹) samt Dynestadån (+0,074 kg ha⁻¹ år⁻¹) (Tabell 15). Högst årlig näringsbelastning och mellanårlig variation i Baggetorpsån (5,89 kg ha⁻¹) (Figur 15) och lägst belastning i Almviksån (1,85 kg ha⁻¹).

Vid flödesnormaliserad belastning av kväve kunde tydligare trender urskiljas ur mätserierna, gentemot den observerade belastningen. Där trenderna är mer utjämnade för i synnerhet Almviksån samt Dynestadån.



Figur 15 Flödesnormaliserad arealviktad årsmedel kvävebelastning (kg ha⁻¹år⁻¹). Blå linje = signifikant monoton trend med Mann-Kendall.

Tabell 15 Flödesnormaliserad kvävebelastning (kg*10³ år⁻¹) samt arealviktad (kg ha⁻¹år⁻¹). M-K = Mann-Kendall test (p < 0,05) samt Sen's slope för regressionslinje. Trend visas oberoende av om det är signifikant eller ej. Statistiskt signifikanta mätvärden = fetmarkerade. Loftaån hade för få prover för att få en bra flödesnormalisering.

Stationer	År	Tot-N (kg*10 ³ år ⁻¹)	Arealviktad (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	M-K (p)	Sens slope (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Trend
Almviksån	2011–2021	11,9±1,2	1,85±0,2	0,03	+0,046	↑
Baggetorpsån	2011–2021	9,6±2,3	5,89±1,5	0,16	+0,14	↑
Dynestadsjön	2014–2021	15,5±3,2	3,24±0,7	0,71	+0,042	↑
Dynestadån	2011–2021	11,0±1,1	2,93±0,3	0,002	+0,074	↑
Dynestadån	1999–2004	10,1±0,7	2,68±0,2	0,71	+0,043	↑
Gamlebyån	2011–2021	19,0±4,3	2,61±0,6	0,21	+0,085	↑

Gamlebyån	1999–2004	19,1±3,8	2,63±0,5	1	+0,170	↑
Loftaån	2016–2021	-	-	-	-	-
Loftaån*	1999–2015	-	-	-	-	-

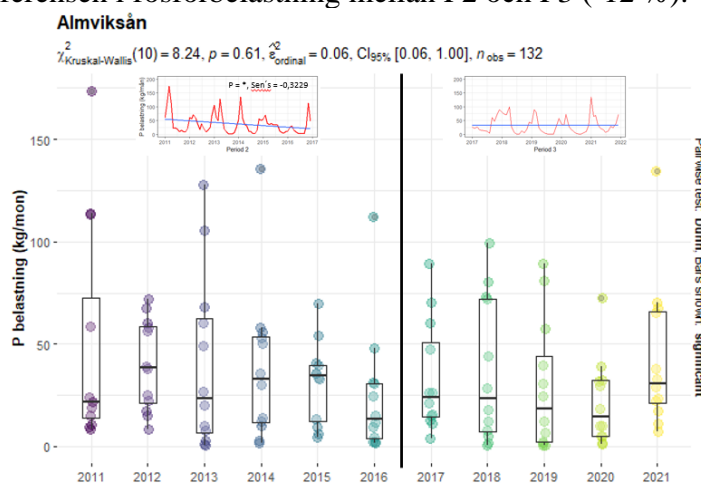
3.6 Analys av varians

Perioderna delades in beroende på tid då miljöskyddsåtgärder genomförts. För åtgärdsprogram se (Tabell 2:Avsnitt 2). Trendtest genomfördes med *Seasonal-Kendall (SK)* för månatlig fosforbelastning. Metoden använder *Kruskall-Wallis (KW) Dunn rank sum test* för skillnader mellan perioder. Åtgärdsprojekt har genomförts mellan åren 1999–2004 (P1), 2011–2016 (P2), samt 2017–2021 (P3). I jämförelser med endast två perioder används *Mann-Whitneys u-test*.

3.6.1 Analys av varians och trend för belastning Tot-P

Almviksån

En signifikant nedåtgående trend i fosforbelastning (Figur 16) observerades mellan åren 2011–2016 ($-0,32 \text{ kg mån}^{-1}$). Inga signifikanta skillnader uppvisas mellan åren ($p=0,61$). Differensen i fosforbelastning mellan P2 och P3 (-12%).

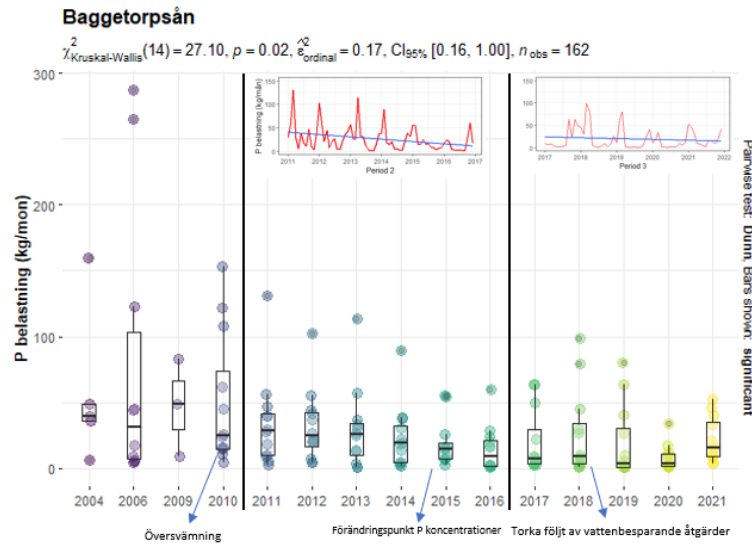


Figur 16 Fosforbelastning i Almviksån uppdelad på period av åtgärdsarbete. p = signifikanta mellanårliga skillnader vid Seasonal Kendall-test samt Kruskal Wallis-test, Sens = Lutning på månatlig trendlinje.

Baggetorpsån

I Baggetorpsån (Figur 17) har ett flertal miljöskyddsåtgärder genomförts och är sammanfattade i avsnitt 2. Fosforbelastningen var signifikant minskande ($-0,33 \text{ kg mån}^{-1}$) under P2. En minskning, om än ej signifikant under P3. KW-test visar en

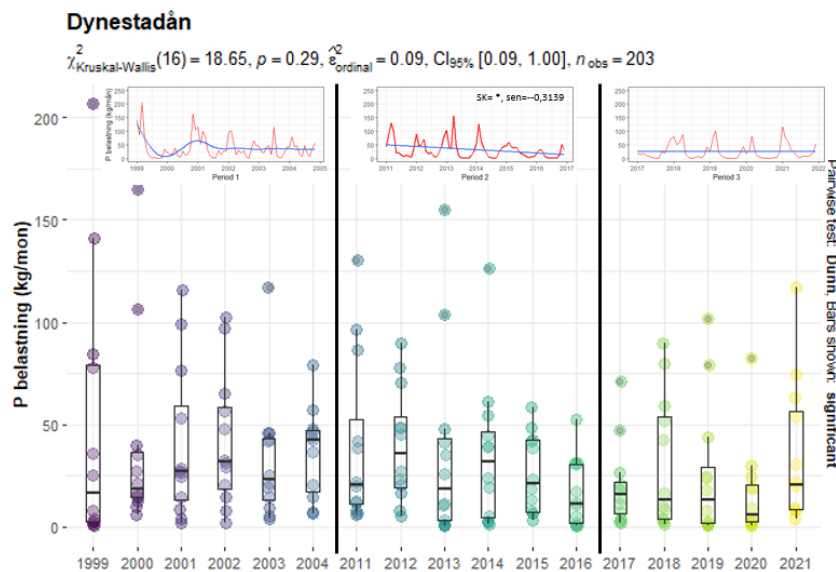
signifikant mellanårlig skillnad ($p = 0.02$). Mellan P2 och P3 sjönk den årliga medelavrinningen i Baggetorpsån från 186 till 169 mm år⁻¹.



Figur 17 Fosforbelastning uppdelad på period av åtgärdsarbete. p = signifikanta mellanårliga skillnader vid Seasonal-Kendalltest, samt Kruskal-Wallis rank sum-test, Sens slope = Lutning på månatlig trendlinje.

Dynestadån

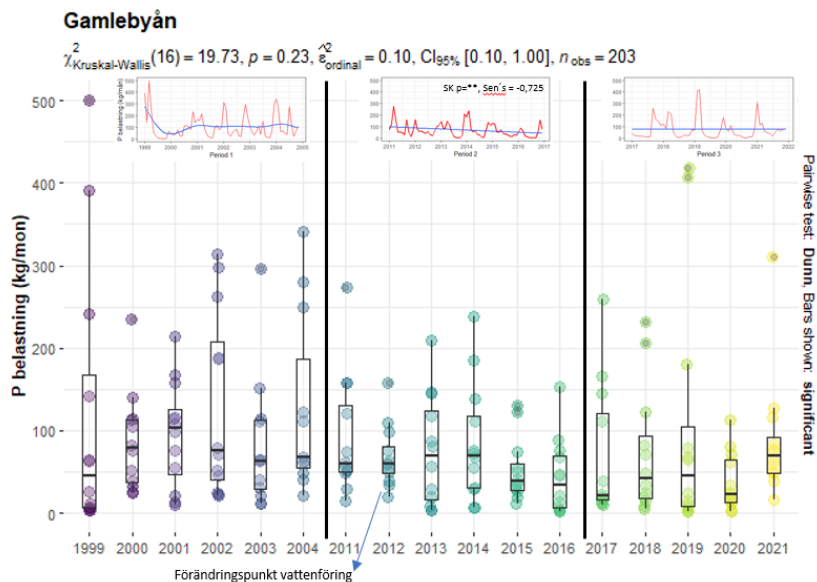
Till Dynestadån räknas de åtgärder som placerats ovan mätstationen vid Gursten (Figur 27). Under period P1 minskade den månatliga fosforbelastningen, men ej signifikant (Figur 18). En signifikant minskning uppvisas under P2 (-0,3 kg mån⁻¹). I P3 är fosforbelastningen, i synnerhet åren 2018 och 2021 hög med anledning av hög vattenföring. Inga trender mellan åren vid KW-test ($p = 0,29$).



Figur 18 Fosforbelastning i Dynestadån. P1 = 1999–2004, P2 = 2011–2016, P3 = 2017–2021. SK = signifikant månatlig trend med Seasonal-Kendall, Sens slope = lutning regressionslinje.

Gamlebyån

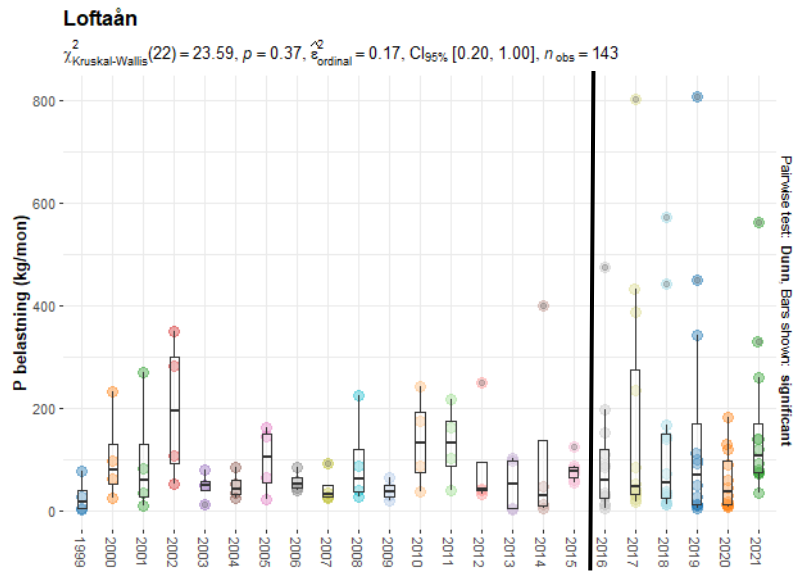
En signifikant monoton trend uppvisas i P2 (Figur 19) där man från start av P1 minskat fosforbelastningen med 0,7 kg mån⁻¹. Inga signifikanta mellanårliga skillnader (KW p=0.23).



Figur 19 Fosforbelastningen i Gamlebyån. Seasonal Kendall (SK) & Kruskal-Wallis (KW) = $p < 0,05$ för signifikanta trender. P1 = 1999–2004, P2 = 2011–2016, P3 = 2017–2021.

Loftaån

Under P1 anlades fyra våtmarker i Loftaåns avrinningsområde (Figur 20) Under P2 anlades skydds zoner och tvåstegsdiken. Störst förändring i Loftaåns avrinningsområde skedde under P3 från 2018 då vasskörd, våtmarker och strukturkalkning genomfördes. År 1999–2015 baseras på fyra mätningar per år. 2016–2021 innefattar 12 mätningar per år.



Figur 20 Fosforbelastning i Loftaån baserat på månatliga värden. Kruskal Wallis test (KW) – signifikans ($p < 0,05$).

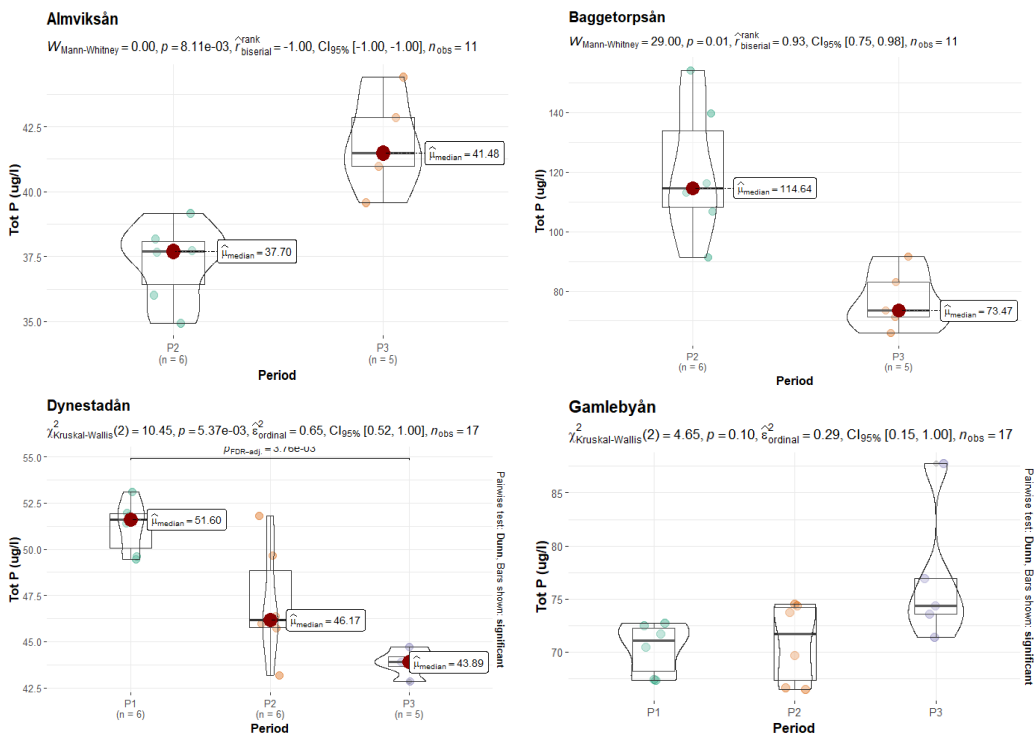
Samtliga avrinningsområden uppvisade en minskad näringsbelastning under P2. Under P3 är variationen i näringsbelastning kopplad till den varierad vattenföringen.

3.6.2 Analys varians av Tot-P på perioder

Analys av varians vid tre perioder utförs med *Kruskal-Wallis rank sum test*. Vid analys av varians mellan två perioder används *Mann-Whitneys u-test*.

Observerade koncentrationer Tot-P

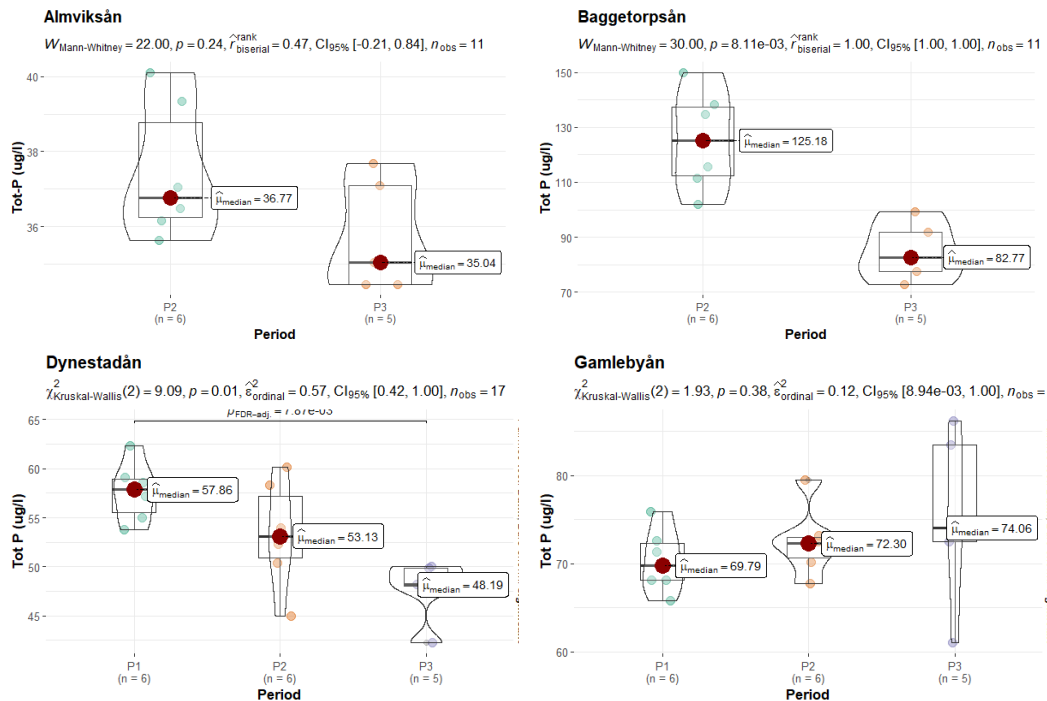
Signifikanta resultat ($p < 0,05$) uppvisades i Baggetorpsån med 36% lägre koncentrationer samt Dynestadån, P1-P3 skilde 15%. Almviksån ökade 10% mellan P2 och P3. Gamlebyån ökade koncentrationerna i, men ej signifikant.



Figur 21 Analys av varians på perioder med koncentration Tot-P med Kruskal Wallis rank sum test samt Mann-Whitney u-test.

Flödesviktade koncentrationer Tot-P

Baggetorpsån uppvisar en minskning med 34% mellan P2 och P3 för flödesviktade koncentrationer. Även Dynestadån uppvisar en signifikant skillnad mellan P1 och P3 på 17%, dock med stor varians i koncentrationer under P2. Almviksån samt Gamlebyån uppvisade inga signifikanta skillnader, dock en ökning i Gamlebyån.

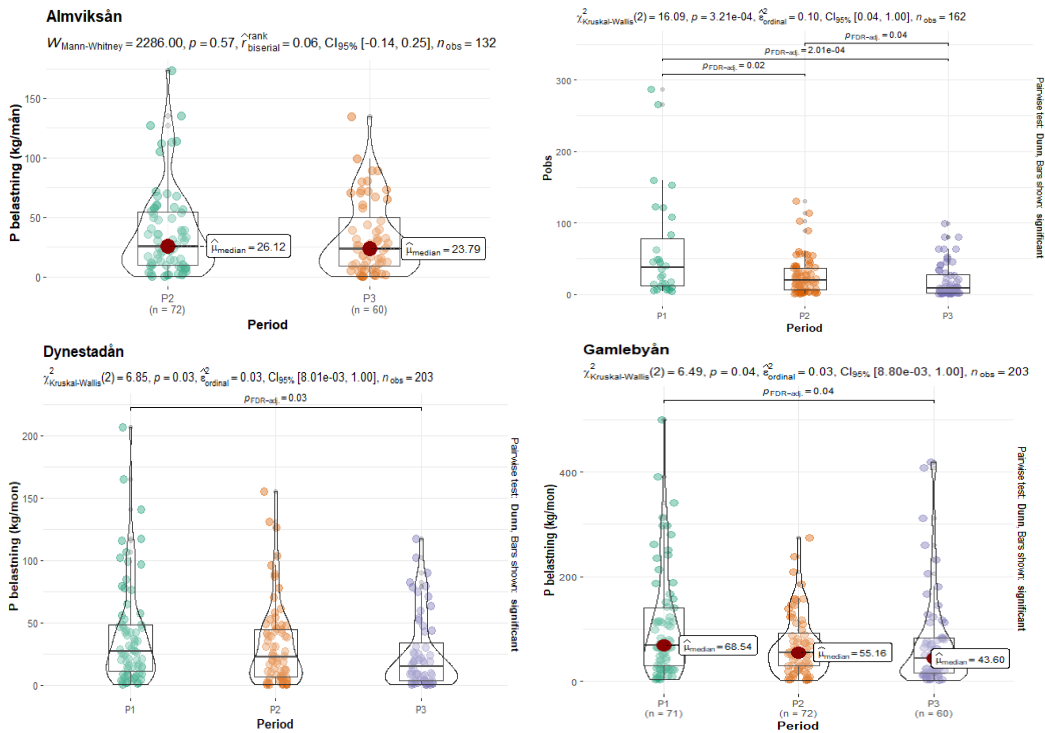


Figur 22 Flödesviktad koncentration analys av varians med Kruskal-Wallis samt Mann-Whitney rank sum test. $p < 0,05$ = signifikans. $CI_{95\%}$ = konfidensintervall.

Skillnaden i koncentrationer minskade i Almviksån då varians genomfördes på flödesviktade koncentrationer då variationen minskade och topparna försvann. Baggetorpsån och Dynestadån uppmättes samma resultat i och differensen mellan observerad och flödesviktad koncentration i bägge var två procentenheter. Gamlebyån ökade i bägge försöken gällande observerade samt flödesviktade koncentrationer och visar därmed att koncentrationerna inte är påverkade av åtgärder i avrinningsområdet ännu.

Näringsbelastning Tot-P

Skillnaden i Baggetorpsån i median 45% mellan P1 och P3 för månatlig fosforbelastning. Mellan P2 och P3 var skillnaden 33% i belastning. Vattenföringen minskade med 28% i Dynestadån och fosforkoncentrationerna minskade mellan P1 och P3.



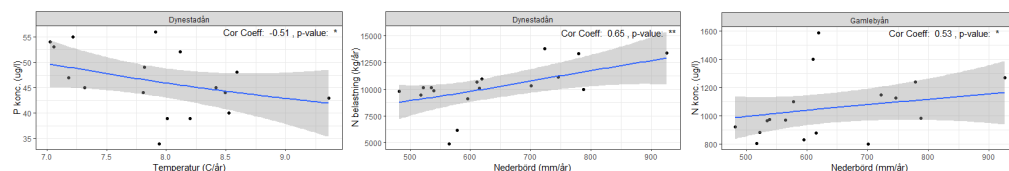
Figur 23: Analys av fosforbelastning för perioder av åtgärdsarbeten. Där $p < 0,05 =$ signifikans.

3.7 Klimat och markanvändning

3.7.1 Korrelation P och N mot temperatur och nederbörd

Årliga korrelationer

Korrelationen mellan näringsbelastning och avrinning var signifikant i samtliga avrinningsområden (Tabell 16). De korta årliga mätserierna ($n = 11$) visar färre signifikanta korrelationer då mellanårliga variationer har större påverkan. Signifikanta korrelationer på längre mätserier som Dynestadån och Gamlebyån finns men med låg R^2 (0,31) (Figur 24). Koncentrationerna av fosfor är ökande de år då nederbörden och avrinningen är högre.



Figur 24 Statistiskt signifikanta ($p < 0,05$) korrelationer för näringsbelastning och koncentration mot förklarande klimatvariabel temperatur och nederbörd

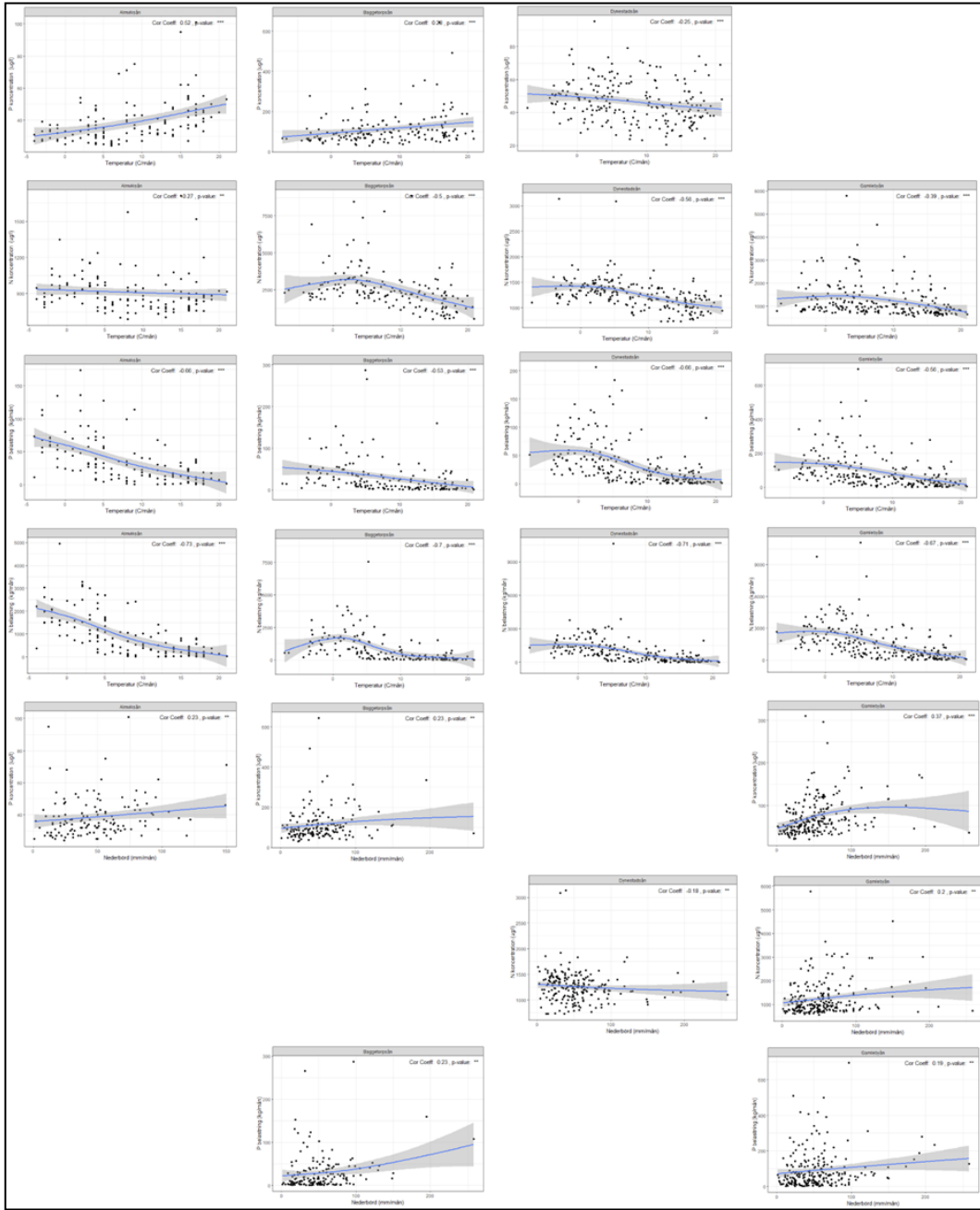
Tabell 16 Årlig koncentration samt belastning av näringsämnen korrelerat med avrinning och klimatvariabler (årlig nederbörd samt medelårstemperatur). Pilen visar positiv (↑) eller negativ (↓) signifikant ($p < 0,05$) korrelation från Spearman's korrelationskoefficient.

	Almviksån	Baggetorpsån	Dynestadån	Gamlebyån	Loftaån
P belastning	Avrinning ↑	Avrinning ↑ Temperatur*↓	Avrinning ↑	Avrinning ↑	Avrinning ↑
N belastning	Avrinning ↑	Avrinning ↑	Avrinning ↑ Nederbörd ↑	Avrinning ↑	Avrinning ↑
P konc.		Avrinning ↑	Avrinning ↑ Temp ↓		
N konc				Nederbörd ↑	

Månatliga korrelationer

Månatlig koncentration samt belastning av Tot-P och Tot-N korrelerat mot temperatur och nederbörd presenteras i Figur 25. Där uppvisas en signifikant negativ korrelation mellan belastning och koncentration av Tot-N mot månatlig medeltemperatur. Dynestadån visar till skillnad från övriga avrinningsområden på en negativ korrelation mellan fosforkoncentration och temperatur, men ingen korrelation mellan fosforkoncentration och nederbörd. En signifikant månatlig korrelation mellan fosforkoncentration och högre månatliga temperaturer observerades. Inga korrelationer uppvisades mellan månatlig kvävebelastning och månatlig nederbörd.

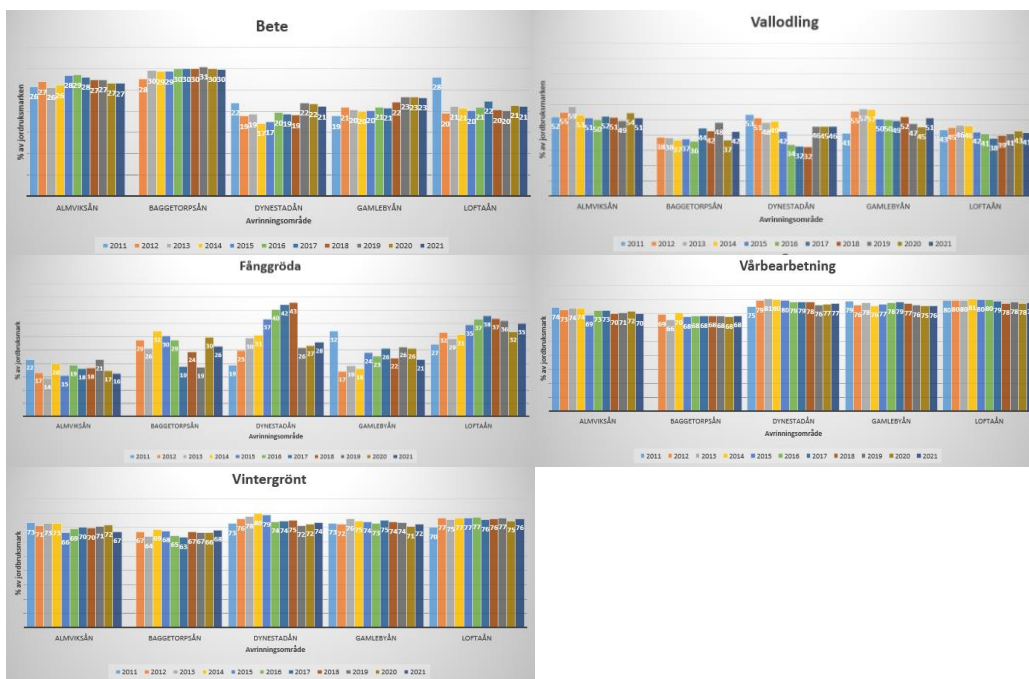
Almviksån	Baggetorpsån	Dynestadån	Gamlebyån
-----------	--------------	------------	-----------



Figur 25 Korrelationer mellan månatlig medeltemperatur/månatlig nederbörd från SMHI mot näringsbelastning och koncentration av fosfor och kväve. Den förklarande variabeln på de fyra översta raderna är månadstemperatur, för de fyra undre raderna total månatlig nederbörd.

3.7.2 Korrelation P och N mot markanvändning/markförvaltning

Antalet djurenheter i Västervik kommun minskade (Figur 33; Bilaga) sedan 2013. Inga signifikanta korrelationer uppvisades mellan markanvändning och kväve. I samtliga avrinningsområden har mer mark gjorts om till betesmark och signifikanta trender uppvisas från 2012–2021. Vårbearbetning och vintergrönt (Figur 26) uppvisar inga tydliga förändringar sedan 2012. Inga större förändringar i andelen betesmark. Andelen fånggröda ökade från år 2012 till 2018, för att sedan minska igen efter 2018. I Baggetorpsån fanns en negativ korrelation mellan fosfor och arealen av jordbruksmark, samt betesmark, där mer mark i området brukas men koncentrationen och belastningen av fosfor trots det har minskat.



Figur 26 Procentuell förändring i markanvändning mellan åren 2011–2021. Källa: Jordbruksverkets jordbruksblock

4.1 Diskussion

4.1.1 Trendanalys tidsserier klimat

Klimatet vid Gladhammar söder om Västervik uppvisade stora variationer mellan de studerade åren, med översvämningar år 2010 och torka under 2016 som påverkar näringsbelastningen i avrinningsområdena. Mann-Kendall-analysen visade inga signifikanta trender i nederbördsmängd, där dock framtida klimatscenarior visar på en mer varierad framtida nederbörd (Persson et al. 2015). Att nederbörd är utmanande att finna brytpunkter i kan bero på en större variation i nederbördsmängder över samt mellan år (Samy et al. 2019). Årsmedeltemperaturen uppvisade en signifikant positiv trend, där global uppvärmningen med koldioxidutsläpp kan vara en drivande faktor. Högre vintertemperaturer kan leda till förlängd växtsäsong och därmed mer tid för växtligheten att ta upp kväve (Wenng et al. 2020). Men högre temperaturer kan även leda till större utsläpp av näringsämnen då mineralisering av kväve sker i marken (Petersen et al. 2021). Fosforläckaget kan öka då marken blir torrare och mer ytavrinning av partikulärt bunden fosfor sker vid nederbörd. Klimatförändringar med intensivare regn och längre perioder av höga temperaturer kan komma att påverka näringstransporten, och i vissa fall ta ut effekten av de miljöskyddsåtgärder som genomförts i avrinningsområden (Mellander et al. 2018).

4.1.2 Trendanalys tidsserier Tot-P

Trendanalysen visade på signifikant minskande observerade samt flödesviktade fosforkoncentrationer i Baggetorpsån, där flest åtgärder mot näringsläckage genomförts, samt i Dynestadån. De högsta koncentrationerna av fosfor observerades i Baggetorpsån, där andelen jordbruksmark var högst (41%), medan Almviksån med lägst andel jordbruksmark (11%) uppvisade lägst fosforkoncentrationer, och är även det enda avrinningsområde som ligger på god status enligt Vattenmyndigheternas referensvärden (VISS 2023). Avrinningen i områden med en hög andel jordbruksmark, som Baggetorpsån, kan kopplas till högre koncentrationer av fosfor, där ytavrinning för med sig partikulär fosfor (de Wit et al. 2020). Att fosforkoncentrationen i Gamlebyån, Dynestadsjön samt Loftaån överstiger Vattenmyndigheternas (VISS 2023) gränsvärden för god status

kan bero på att många jordbruksdominerade avrinningsområden är mättade med näringsämnen från tidigare övergödning (Bierozza et al. 2019). Det kan även bero på den tidsfördröjning som sker från implementering av miljöskyddsåtgärd till dess att effekt blir synlig i avrinningsområdet, något som varierar beroende på vilken typ av åtgärd som gäller (Aronsson et al. 2019). Då Vattenmyndigheterna använder sig av medelvärden för årskoncentrationer användes medelvärden i studien för att beskriva totalkoncentrationen (Hansson et al. 2019). Användandet av medelvärde kan diskuteras, ifall medianvärden är mer representativt för koncentrationer då extremvärden har en stor påverkan på medelvärdet vid få provtagningar. Fosfor som den begränsande parametern i färskvatten är omdiskuterat, detta då man kan missa mycket av den effekt på näringen som primärproducenter har (Dodds & Smith 2016) och därav bör både fosfor och kväve tas i beaktande vid åtgärder mot övergödning i vattendrag (Dodds & Smith 2016).

Den observerade belastningen av fosfor var minskande i samtliga avrinningsområden, mycket till följd av en minskande vattenföring (Tabell 11). Där minskande nederbörd, samt ökande temperatur är bidragande. Att få signifikanta trender för fosfor urskiljs kan kopplas till vattenföringens temporala dynamik (Pengerud et al. 2015). Till följd av detta kan en flödesnormaliserad belastning vara till nytta för att finna trender i tidsserier. Vid trendtest visade flödesnormaliserad fosforbelastning endast en signifikant nedåtgående trend i Baggetorpsån, det vill säga utan påverkan från temporal variation i vattenföring (Fölster et al. 2012). Belastningen visar sig dock jämnare och längre tidsserier skulle därav kunna uppvisa tydligare trender.

I Dynestadåns avrinningsområde (Figur 4) ligger en framtida utmaning i att sänka belastningen av näringsämnen vid utloppet av Dynestadsjön. Vid mät punkt Gursten ser vi att fosforbelastningen minskar, medan samma trender inte visas vid avrinningsområdets utlopp. Vidare uppföljning på, samt mätningar av Dvärgstadån skulle visa på hur återcirkuleringen av sjövattnet (Joel & Wesström, u.å.) påverkar näringsbelastningen i avrinningsområdet. En utmaning är även utbytet av vatten som sker från Gamlebyviken där näringsrikt vatten och saltvatten blandas in i Dynestadsjön.

4.1.3 Trendanalys tidsserier Tot-N

Kvävekoncentrationen var störst i de jordbruksdominerade avrinningsområdena (Kyllmar et al. 2023) som Baggetorpsån, där mycket av marken är koncentrerad på en mindre area och med stor djurhållning. De flödesviktade koncentrationerna var högre inom i synnerhet Baggetorpsån. Baserat på gränsvärden för kväve i vattendrag (Hav & Vattenmyndigheten 2020) var de uppmätta kvävekoncentrationerna måttligt höga till höga i samtliga vattendrag. Koncentrationerna är likvärdiga med trendvattendragen i sydöstra Sverige som uppvisar måttligt höga till höga koncentrationer (Havs & vattenmyndigheten 2020).

Kvävekoncentrationerna i Gamlebyån och Dynestadån ligger strax över gränsen till måttligt höga halter ($1\ 250\ \mu\text{g l}^{-1}$). Åtgärder för att minska kväveläcket i dessa vattendrag skulle kunna leda till en klassificering som måttligt höga halter. Men att nå en totalkvävekoncentration lägre än måttligt hög är svårt på grund av den belastning som sker från jordbruket (Hansson et al. 2019).

Den observerade kvävebelastningen är minskande, medan den normaliserade belastningen i stället visar på en ökning. Då den normaliserade belastning inte tar med tillfälliga förändringar i vattenföring och därmed utgår från ett jämnare flöde kan mycket av den sjunkande belastningen förklaras av den minskande vattenföringen. Den normaliserade kvävebelastningen visade även på signifikanta öknings i Baggetorpsån samt i Almviksån. Ökningen i näringsbelastning mellan år 2020 och 2021 beror till stor del på skillnaden i nederbörds mängd (+200 mm) mellan åren. Den höga vattenföringen under år 2021 i samtliga avrinningsområden leder till att de observerade belastningarna får problem med att visa trender, där den flödesnormaliserade belastningen i stället kan visa på uppåtgående trender i Almviksån och Dynestadån med en mer utjämnad belastning.

4.1.4 Vattenföring

Trender från SMHI:s modellerade vattenföring (SMHI 2023) visade på minskande årlig vattenföring, till följd av lägre årlig nederbörd. Emellertid visar manuella mätningar av vattenföring i Loftaån från 2023 (Malmquist, manuskript) att uppmätt och modellerad vattenföring skiljer sig, med underskattade lågflöden och överskattade högflöden. En överslagsberäkning av fosforbelastning för tre provtagningstillfällen baserat på mätningar av vattenföring mot modellerad vattenföring mellan mars-maj 2023 resulterade i skillnad med +13%, -6% samt -9% jämfört med den näringsbelastning som observerades med SMHI:s modellerade vattenföring (Figur 34, Bilaga 4). Framtida vattenprovtagningar bör därmed kompletteras med uppmätt vattenföring, modellerad vattenföring ej tar hänsyn till vattenfördröjande förändringar i landskapet. Ju mindre ett vattendrag är desto större risker finns att det modellerade vattenflödet ej följer det riktiga flödet, något som kan ge en missvisande bild av de egentliga näringstransporterna i avrinningsområdet (Kyllmar & Wesström 2018). För att den vattenfördröjande effekten ska vara möjlig att utvärdera krävs mätningar av vattendragets vattenföring (Kyllmar & Wesström 2018). samt att synoptiskt inventera vattenföringen i delavrinningsområden innan arbete påbörjas (Kyllmar & Wesström 2018).

Vattenprovtagning

Vattenprovtagningar bör generellt ske oftare i mindre avrinningsområden då mindre vattendrag ofta uppvisar större variation i halter av näringsämnen (Kyllmar & Wesström 2018). Man kan därmed vid ett tidigare skede se en respons på vattenkvalitet, detta jämfört med större avrinningsområden där fler källor kan

påverka näringsläckaget (Kyllmar et al. 2014). Detta kan ske med flödesproportionerlig provtagning, som efter att en viss mängd vatten har passerat tar ett prov automatiskt (Kyllmar et al. 2014). Kartläggning av vattenkvalitet i ett avrinningsområde kan genomföras med synoptisk vattenprovtagning för att identifiera delområden där insatser ger störst effekt (Kyllmar u.å.). Synoptisk vattenprovtagning utförs genom att man vid provtagning för vattenkvalitet även provtar flera provpunkter under samma dag för att få en bild av den spatiala variationen inom avrinningsområdet (Kyllmar u.å.). I Gamlebyån kan synoptisk provtagning högre upp i avrinningsområdet ha potential att identifiera om de höga koncentrationerna av näringsämnen kommer från punktkällor eller från jordbruksmark.

4.2 Analys av varians på åtgärdsperioder

Då ett avrinningsområde består av många komplexa system som interagerar med varandra är det utmanande att identifiera exakt vilken åtgärd som visat effekt (Petersen et al. 2021). Det har visats att effekten av miljöskyddsåtgärder är tydligare vid åtgärder för minskat läckage av kväve än för fosfor då den oftast genomförs på fältnivå (de Wit et al. 2020). Jämförelsen på perioder sker i studien enbart med avseende på fosfor då man i Västervik lagt fokus på att minska fosfor. Tydligast effekt av genomförda miljöskyddsåtgärder visades i Baggetorpsån där fosforbelastningen minskat med 0,25 kg ha⁻¹. I Baggetorpsån påbörjades åtgärdsarbetet i stor skala tidigast (2010), genom åtgärder som våtmarker, tvåstegsdikning och reglerbar dränering som främst skulle ta bort effekten av översvämningar vid höga nederbörds mängder, som även minskat belastningen av näringsämnen och utjämnat flödet i avrinningsområdet. En bidragande orsak till att effekt visas tidigt i Baggetorpsån är att avrinningsområdet är mindre till storlek, med 1600 hektar, samt att 41 % av avrinningsområdet består av jordbruksmark.

Avsaknaden av trender och signifikanta skillnader under P1 (1999–2004) i Dynestadån och Gamlebyån kan bero på utformningen av de våtmarker som anlades under perioden. Weisner & Thiere (2010) utförde en studie där man beräknade effekten av våtmarker anlagda i Sverige under perioden, och fann att effekten från våtmarker anlagda före år 2002 ofta var mer begränsad, detta då de ofta placerades på en plats i avrinningsområdet som inte var lämplig för att minska näringsbelastningen. Weisner & Thiere (2010) påpekar även att det förelåg en stor nedströms retention, samt att tillrinningsområdet till dessa våtmarker ofta är för litet och endast täcker en begränsad andel åkermark. Vid anläggande av en våtmark bör dess storlek i förhållande till dess delavrinningsområde (DARO) tas i beaktande, vilket bör ligga på >0,1% av DARO, samt att den hydrauliska belastningen bör ligga mellan 100±10 m/år (Djodjic et al. 2020).

Den regression i fosforbelastning som uppvisades i samtliga avrinningsområden mellan åren 2011–2016 (P2) beror till stor del på minskande vattenföring (Figur 11) under perioden. Mellan åren 2011–2016 visade samtliga trendtester för fosforbelastning på en minskning. Detta även i Almviksån där inga större miljöskyddsåtgärder genomförts.

Att så få trender i fosforbelastning föreligger mellan åren 2017–2021 (P3) beror på en större variation i vattenföring i samtliga avrinningsområden (Figur 11). Där 2018 var ett år med torra, vilket ledde till att högre koncentrationer näringsämnen läckte ut under nästföljande år. Under 2021 var nederbördsmängden hög något som föranledde ökad vattenföring med en högre belastning av näringsämnen. Dessa förändringar gör att näringsbelastningen varit ojämn under perioden och trender samt effekter blir svårare att urskilja.

Vid jämförelsen av fosforkoncentrationer mellan de perioder projektarbeten genomförts i avrinningsområdena kan vissa skillnader uppenbara sig. Det icke-parametriska periodtestet med Kruskal-Wallis, alternativt Mann-Whitney, visade att Baggetorpsån samt Dynestadån uppvisar minskade halter av Tot-P. Då båda halter samt belastning är minskande kan det vara en indikation på effekten av de åtgärder som har anlagts. Dynestadåns mät punkt Gursten sitter även högre upp i avrinningsområdet och enbart 37 km² av ytan täcks in. Åtgärder genomförda högre upp i avrinningsområdet har därmed inte de stora läckageområdena kring Dvärgstadån med i trenderna. Att mätpunkten även sitter strax under Långsjön kan påverka halterna då sjön kan fungera som näringsupptag och därmed minska belastningen från jordbruksmarken ovan sjön. I Loftaån bör en stor del av skillnaderna i koncentrationer bero på förändringen av provtagningsmetodik som skedde år 2016.

Att se en effekt av fysiska miljöskyddsåtgärder i avrinningsområdet tar även generellt längre tid då det är lättare att reducera näringsläckaget vid sin källa än i vattendraget (Bieroza et al. 2019). Efter genomförda miljöskyddsåtgärder bör även en uppföljning av åtgärdens effektivitet mätas och utvärderingen av åtgärden bör räknas in i kostnaden (Bieroza et al. 2019).

4.3 Korrelation P och N mot klimatvariabler samt markanvändning

Klimat

Kvävekoncentrationen samt belastningen av fosfor och kväve påverkas i hög grad av månadstemperaturerna (Figur 25). Där en konsekvens av ett förändrat klimat med ökande vintertemperaturer kan leda till fler snösmältningsepisoder med högre avrinning och näringsbelastning, då marken omväxlande fryser och tår upp (Elliot 2013; Seybold et al. 2022). Det kan även leda till en förlängd växtsäsong, där växter

har mer tid för kväveupptag, vilket kan leda till ett minskat näringsläckage (Petersen et al. 2021). Korrelationen mellan fosfor och månatlig nederbörd visade på ett positivt samband i fyra avrinningsområden. Då partikulär fosfor oftare påverkas av avrinning är nederbörd en mer drivande faktor för fosfortransporten i ett avrinningsområde än för kvävetransporten. Som i flera studier av klimatets påverkan på näringstransporten uppvisas endast trender i årlig medeltemperatur, men ingen signifikant trend i årlig nederbörd (Petersen et al. (2021); Ezzati et al. (2023)). Årliga klimatdata korrelerade endast i Gamlebyån samt Dynestadån, där mätserien var längre än i övriga avrinningsområden. Kvävekonzentrationen och kvävebelastningen korrelerade positivt med den årliga nederbörden. En minskande avrinning (Tabell 11) i samtliga avrinningsområden kan korreleras till klimatvariabler som minskande nederbörd. Den lägre avrinningen är en påverkande faktor till den lägre näringsbelastningen i avrinningsområdena. En risk föreligger i stället för att ett ökande antal extremväder kan leda till större näringsförluster (Ezzati et al 2022).

Markanvändning

Att studera interaktionen mellan vattenkvalitet och markanvändning är viktig då jordbruket sätter hög press på vattenkvaliteten genom erosionsprocesser eller läckage av näringsämnen (Kronvang et al. 2020). Markanvändningen är en av de starkast drivande faktorerna för kväveläckage i ett avrinningsområde (de Wit et al. 2020). Med data inrapporterad i jordbruksblocket (Jordbruksverket 2021) visade det sig att förändringar i markanvändning var tydligast i Dynestadån. I avrinningsområdet ökade både fosforbelastning och koncentration år 2019 då 17% av fånggrödan i avrinningsområdet ersattes med betesmark och vallodling. Antalet djurägare i de studerade avrinningsområdena har minskat men djurtätheten på enskilda gårdar har ökat, vilket kan leda till ökade utsläpp från punktkällor (muntlig källa). Orsaken till att få korrelationer mellan näringsbelastning och markanvändning uppvisades kan förklaras av de korta mätserierna, och att markanvändningen ej förändrats märkbart de senaste 10 åren. Det är även från år 2010 många åtgärder i markanvändning började tas i bruk i och med förvaltningscykel 2, då bland annat odlande av fånggrödor och åtgärder mot näringsläckage på gårdar inleddes (Västerviks kommun u.å.a).

4.4 Metoder

Mann-Kendall (MK) samt Seasonal-Kendall (SK) visade sig robusta för att finna monotona trender i årliga samt månatliga tidsserier. En fördel med Mann-Kendall testet är att det ej tar hänsyn till extremvärden som annars kan visa på trender vara eller icke-vara i ett område där det faktiskt föreligger trender (Helsel et al. 2020).

Att SK fann signifikanta trender i månatliga tidsserier där MK inte fann några trender för de årliga tidsserierna visade att många trender i hydrologiska tidsserier är säsongsbaserade (Helsel & Hirsch 2022). Kruskal-Wallis (KW) icke-parametriska test för jämförelser av perioder fann ett flertal signifikanta skillnader, i synnerhet mellan P1 och P3, vilket kan tyda på en effekt av miljöskyddsåtgärdsarbetet, där tiden det tar att uppvisa en effekt i synnerhet för större avrinningsområden. Spearman's korrelationskoefficient hade svårigheter att finna signifikanta trender då mätdata var lågt, vilket var fallet för de årliga mätningarna i tre avrinningsområden. För de två avrinningsområden med längre mätserier ($n = 21$) fanns signifikanta korrelationer, men n är fortfarande lågt och resultatet bör ej se som orsakssamband. För månatliga tidsserier ($n = 132$) fann Spearman's korrelationskoefficient fler signifikanta korrelationer. Flödesnormalisering med Stålnacke & Grimvalls (2001) metod gav mer utjämnade flöden, men inga tydligare monotona trender i tidsserier. De flödesviktade koncentrationerna med WRTDS var mer utjämnade och visade på fler signifikanta trender. Få signifikanta brytpunkter kunde urskiljas ur dataseten med Pettitt-testet.

4.5 Begränsningar

Då provtagningar genomförts under ett kort antal år, samt att provtagningarna mellan 2005–2010 saknade hela år, delades mätserierna upp för Gamlebyån och Dynestadån, något som gjorde att trender är svåra att påvisa för perioden 1999–2004. Som i Fölster et al. (2012) analys av trendvattendrag visade det sig att det är utmanande att se trender i korta mätserier. Avsaknaden av vattenföringsmätningar gör att näringsbelastningen är en osäkerhet, då den baseras på modellerade värden från S-hype (SMHI 2023b), därav blir effekten av vattenfördröjande åtgärder i landskapet svår att utvärdera. Det är möjligt att beräkna en potentiell effekt eller retention (Aronsson et al. 2011), dock behövs fältundersökningar för att veta effekt av enskild åtgärd. Temporala trender hjälper för att se om det finns en långvarig effekt av åtgärdsarbetet (Petersen et al. 2021). Det finns argument för att flervariabelsanalys skulle ha använts till korrelationsanalysen, detta då många variabler inom klimat, markanvändning och näringsläckage påverkar varandra. I introduktionen presenteras näringsläckaget från jordbruksmark men i resultaten presenteras näringsläckaget totalt i avrinningsområdet, dessa bör därav ej jämföras med varandra.

4.6 Framtida forskning och åtgärder

En viktig del är fortsatt vattenprovtagning samt uppföljning i samtliga vattendrag för att tydliggöra trender och visa åtgärdseffekt. Vattenföringsmätning i

avrinningsområdena behövs för att bedöma effekten av de vattenfördröjande åtgärder som genomförts i avrinningsområden och därmed avgöra om en effekt kan uppvisas gällande näringsbelastningen (Kyllmar et al. 2014). Synoptisk vattenprovtagning (Kyllmar u.å.) kan vara användbart för att identifiera platser i avrinningsområdet där högre koncentrationer av näringsämnen härstammar, och därmed möjliggöra identifiering av de platser som är i störst behov av miljöskyddsåtgärder. Det finns även ett behov av uppföljning efter genomförda miljöskyddsåtgärder, detta kan ske genom platsanalys för att bedöma åtgärdens effekt, samt hur stor minskning av näringsläckaget blivit (Bieroza et al 2019). Dessutom vidare uppföljning av Dynestadsjön för att se effekt av de många miljöskyddsåtgärder som genomförts och utvärdera om arbetet för att minska övergödningen har visat på effekt.

5. Slutsats

- Baggetorpsån och Dynestadån uppvisade tydligast minskande trender gällande belastning och koncentration av Tot-P.
- Kvävebelastningen är ökande vid flödesnormaliserad belastning men minskande gällande den observerade belastningen till följd av minskande vattenföring i avrinningsområdena.
- Effekten av miljöskyddsåtgärder är tydligast i Baggetorpsån samt Dynestadån vid mätpunkt Gursten. Detta tydliggörs vid test för varians mellan projekten där koncentrationerna Tot-P i Baggetorpsån minskade 36% och belastningen 33% mellan 2011-2016 och 2017-2021.
- Klimatet visar på ökande temperaturer och minskande nederbördsmängder vid mätstation Gladhammar.
- Fosfor korrelerade positivt med temperatur och nederbörd, mer fosfor då temperaturen är högre under sommarmånaderna, samt de månader då nederbörden är högre och avrinningen tar med sig fosfor. Anpassad dränering i Baggetorpsån har visat sig ha en positiv effekt för minskat fosforläckage, och motverka torka samt översvämningar.
- Kväve uppvisade en negativ korrelation mot temperatur med mer läckage under vinterhalvåret, något som tydliggör vikten av vintergrönt under vinterhalvåret.
- Att visa effekten av miljöskyddsåtgärder i ett avrinningsområde kräver mer avancerad modellering, eller ännu hellre mätningar i fält för att studera effekten av åtgärden. Detta då trender kan drivas av både åtgärder och förändring i hydrologin och därav behöver dessa effekter separeras ytterligare.

6. Referenser

- Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, P., Johnsson, H. & Wesström, I. (2019). *Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme*. (Ekohydrologi, 160). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet
- Aronsson, H., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Liu, J., Ögaard, A.F., Känkänen, H. & Ulén, B. (2016). The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorous losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. *Journal of Soil and Water Conservation*. 71(1), 41–55. <https://doi:10.2489/jswc.71.1.41>
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. (1995). Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Royal Statistical Society*. 57(1), 289–300. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x>
- Bergström, L., Kirchmann, H., Djodjic, F., Kyllmar, K., Ulén, B., Liu, J., Linefur, H., Aronsson, H., Börjesson, G., Kynkaniemi, P., Svanbäck, A. & Villa, A. (2015). Turnover and Losses of Phosphorus in Swedish Agricultural Soils: Long-Term Changes, Leaching Trends, and Mitigation Measures. *Journal of Environmental Quality*. 44(2), 512–23. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.04.0165>
- Bieroza, M., Bergström, L., Ulén, B., Djodjic, F., Tonderski, K., Heeb, A., Svensson, J. & Malgeryd, J. (2019). Hydrologic Extremes and Legacy Sources Can Override Efforts to Mitigate Nutrient and Sediment Losses at the Catchment Scale. *Journal of Environmental Quality*. 48(5), 1314–1324. <https://doi:10.2134/jeq2019.02.0063>
- Cantoni, J., Kalantari, Z. & Destouni, G. (2023). Legacy contributions to diffuse water pollution: Data-driven multi-catchment quantification for nutrients and carbon, *Science of The Total Environment*, 879, 163092. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163092>
- Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources () (OJ L 375, 31.12.1991, p.1). <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/2008-12-11>
- de Wit, H.A., Lepistö, A., Marttila, H., Wenng, H., Bechmann, M., Blicher-Mathiesen, G., Eklöf, K., Futter, M.N., Kortelainen, P., Kronvang, B., Kyllmar, K. & Rakovic, J. (2020). Land-use dominates climate controls on nitrogen and natural Nordic headwater catchments. *Hydrological Processes*, 34(25), 4831–4850. <https://doi.org/10.1002/hyp.13939>
- Djodjic, F., Geranmayeh, P. & Markensten, H. (2020). Optimizing placement of constructed wetlands at landscape scale in order to reduce phosphorus losses. *Ambio* 49, 1797–1807. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01349-1>

- Dodds, W.K. & Smith, V.H. (2016). Nitrogen, phosphorous, and eutrophication in streams. *Inland Waters*. 6(2), 155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Elliot, J. (2013) Evaluating the potential contribution of vegetation as a nutrient source in snowmelt runoff. *Canadian Journal of Soil Science*. 93(4), 435-443. <https://doi.org/10.4141/cjss2012-050>
- Erlandsson Lampa, M., Petersson, J.F. & Engene, N. (2021). *Vattenmyndigheternas beräkningar av åtgärdsbehovet för övergödning*. Vattenmyndigheterna i Sveriges fem vattendistrikt. Länsstyrelserna. <https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/55066/Metod%20beting.pdf>
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. (OJ L 327, 22.12.2000, p. 1–73). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=celex%3A32000L0060>
- Ezzati, G., Kyllmar, K. & Barron, J. (2022). Long-term water quality monitoring in agricultural catchments in Sweden: Impacts of climatic drivers on diffuse nutrient loads. *Science of the Total Environment*. 864, 160978. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160978>
- Fölster, J., Kyllmar, K., Wallin, M. & Hellgren, S. (2012). *Kväve- och fosfortrender i jordbruksvattendrag*. (2012:1). Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, SLU. https://pub.epsilon.slu.se/13165/1/folster_j_etal_160314.pdf
- Gauthier, T.D. (2001). Detecting Trends Using Spearman's Rank Correlation Coefficient. *Environmental Forensics*. 2(4), 359–362. <https://doi:10.1006/enfo.2001.0061>
- Gyllström, M & Larsson, M. (2013). Åtgärder för god ekologisk status i ett jordbruksdominerat avrinningsområde. Exemplet Lillån. (Rapport 2013:16). Länsstyrelsen Västmanland
- Gyllström, M., Larsson, M., Mentzer, J., Petersson, J.F., Cramér, M., Boholm, P. & Witter, E. (2016). *Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram*. (Länsstyrelsens rapportserie 2016:19). De fem vattenmyndigheterna i samverkan. <https://viss.lansstyrelsen.se/referencelibrary/53316/rapport2016-19-atgarder-mot-overgodning.pdf>
- Hastie, T. & Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science*. 1(3), 297–310. <https://www.jstor.org/stable/2245459>
- Hansson, K., Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Johnsson, H., Tengdelius Brunell, J., Gustavsson, H., Hytteborn, J. & Åkerblom, S. (2019). *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:20). Göteborg: Havs och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/download/18.19a8b87f170646960b9b790a/1583507158163/rapport-2019-20-naringsbelastningen-pa-ostersjon-och-vasterhavet-2017.pdf> [2023-03-21]
- Hav och vattenmyndigheten. (2020). Kväve i sjöar och vattendrag. <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik---havs--och-vattenmiljo/kvave-i-sjoar-och-vattendrag.html#h-Dataunderlagtillkvaveisjoarochvattendrag> [2023-05-30]

- HELCOM (2021). State of the Baltic Sea 2021. *Helsinki Commission*.
<http://stateofthebalticsea.helcom.fi/pressures-and-their-status/eutrophication/>
 [2023-03-01]
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., Ryberg, K.R., Archfield, A.A. & Gilroy, E.J. (2020). *Statistical methods in Water Resources*. Techniques and Methods 4-A3. Reston, VA: U.S. Geological Survey.
- Hirsch, R.M. & De Cicco, L.A. (2015). User guide to Exploration and Graphics for RivEr Trends (EGRET) and dataRetrieval—R packages for hydrologic data (version 2.0, February 2015): U.S. Geological Survey Techniques and Methods book 4, chap. A10, 93 p., <http://dx.doi.org/10.3133/tm4A10>.
- Hirsch, R.M., Slack, J.R. & Smith, R.A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*. 18(1), 107–121.
<https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107>
- Joel, A. & Wesström, I. (u.å.). Utvärdering av insatser för återcirkulering av näringsämnen från Dynestadsjön. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y. & Blombäck, K. (2023). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark*. (Ekohydrologi 178). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Jordbruksverket (2021). *Jordbruksblock2021*. Jordbruksverket.
- Jordbruksverket (u.å.a). *jordbruksskiften*. Jordbruksverket.
- Jordbruksverket (u.å.b). *Jordbruksverkets statistikdatabas*. Jordbruksverket.
<https://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas>
- Kendall, M.G. (1975) Rank Correlation Methods. 4th edition, Charles Griffin, London
- Kyllmar, K., Bechmann, M., Deelstra, J., Iital, A., Blicher-Mathisen, G., Jansons, V., Koskiaho, J. & Povilaitis A. (2014a) Long-term monitoring of nutrient losses from agricultural catchments in the Nordic-Baltic region – A discussion of methods, uncertainties, and future needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 198, 4–12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.005>
- Kyllmar, K., Bechmann, M., Blicher-Mathisen, G., Fischer, F.K., Fölster, J., Iital, A., Lagzdins, A., Povilaitis, A. & Rankinen, K. (2023). Nitrogen and phosphorous losses in Baltic agricultural monitoring catchments – Spatial and temporal variations in relation to natural conditions and mitigation programmes. *CATENA*. 230, 107205. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107205>
- Kyllmar, K., Fölster, J., Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, P., Wesström, I. (2020). Åtgärder i jordbruket mot övergödning – förslag till uppföljning av effekt. Sveriges Lantbruksuniversitet. Ekohydrologi 167
- Kyllmar, K., Stjernman Forsberg, L., Andersson, S. & Mårtensson, K. (2014b). Small agricultural monitoring catchments in Sweden representing environmental impact. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 198, 23–25
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.016>
- Kyllmar, K. & Wesström, I. (2018). *Vattenfördröjande åtgärder i landskapet – Förstudie och förslag på pilotområden i Kalmar län*. (Ekohydrologi 152). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.
https://pub.epsilon.slu.se/15518/11/kyllmar_k_wesstrom_i_180607.pdf

- Kyllmar, K. (u.å.). *Faktablad – Synoptisk provtagning*. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kynkäänniemi, P. (2014). *Small Wetlands Designed for Phosphorous Retention in Swedish Agricultural Areas*. Diss. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Lantmäteriet. (2023a). *GSD-höjddata grid 2+*. ©Lantmäteriet
- Lantmäteriet. (2023b). *GSD-Terrängkartan, vektor, skalintervall 1:50 000*. ©Lantmäteriet.
- Malmquist, L. (Manuskript)
- Mellander, P-E., Jordan, P., Bechmann, M., Fovet, O., Shore, M., McDonald, N. & Gascuel-Oudou, C. (2018) Integrated climate-chemical indicators of diffuse pollution from land to water. *Scientific Reports*. 8(944). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19143-1>
- Mellander, P-E., Melland, A.R., Jordan, P., Wall, D.P, Murphy, P.N.C. & Shortle, G. (2012). Quantifying nutrient transfer pathways in agricultural catchments using high temporal resolution data. *Environmental Science & Policy*. 24, 44-57. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.004>
- Naturvårdsverket (2020). *Nationella mariäckesdata 2018 basskikt*. Naturvårdsverket. v. 2.2. <https://www.naturvardsverket.se/verktyg-och-tjanster/kartor-och-karttjanster/nationella-marktackedata/>
- Nilsson, J., Liess, A., Weisner, S. & Ehde, P-M. (2020). *Näringsavskiljning i anlagda våtmarker I Kalmar län*. Länsstyrelsen i Kalmar län. <https://hh.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1510248>
- Ockenden, M.C., C.E. Deasy, C.McW.H. Benskin, K.J. Beven, S. Burke, A.L. Collins, R. Evans, P.D. Falloon, K.J. Forber, K.M. Hiscock, M.J. Hollaway, R. Kahana, C.J.A. Macleod, S.M. Reaney, M.A. Snell, M.L. Villamizar, C. Wearing, P.J.A. Withers, J.G. Zhou, & P.M. Haygarth, (2016). Changing climate and nutrient transfers: Evidence from high temporal resolution concentration-flow dynamics in headwater catchments, *Science of The Total Environment*, 548–549, 325-339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.086>
- OECD, (2017). *Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions*. OECD Environment Directorate. <https://doi.org/10.1787/9789264269064-en>
- Okumah, M., Chapman, P.J., Martin-Ortega, J., Novo, P. (2018). Mitigating Agricultural Diffuse Pollution: Uncovering the Evidence Base of the Awareness-Behaviour-Water Quality Pathway. *Water* 2019. 11(1), 29. <https://doi.org/10.3390/w11010029>
- Pengerud, A., Stålnacke, P., Bechmann, M., Blicher-Mathiesen, G., Iital, A., Koskiaho, J., Kyllmar, K., Lagzdins, A., Povilaitis, A. (2015). Temporal trends in phosphorous concentrations and losses from agricultural catchments in the Nordic and Baltic countries. *Acta Agriculturae Scandinavia, Section B – Soil & Plant Science*. 65(2). 173–182. <http://dx.doi.org/10.1080/09064710.2014.993690>
- Petersen, R.J., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Andersen, H.E. & Kronvang, B. (2021). Three decades of regulation of agricultural nitrogen losses: Experiences from the Danish Agricultural Monitoring Program. *Science of the Total Environment*. 787(15). 147619. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147619>

- Petersson, J.F., Erlandsson Lampa, M., Smith, D. & Engene, N. (2022). *Metod för påverkanstypen Diffusa källor – Jordbruk – Övergödning: Förslag på åtgärder och miljö kvalitetsnormer*. Vattenmyndigheterna i samverkan.
- Poikane, S., Kelly, M., Salas Herrero, M., Pitt, J., Jarvie, H., Claussen, U., Leujak, W., Lyche Solheim, A., Teixeira, H. & Phillips, G. (2019). Nutrient criteria for surface waters under the European Water Framework Directive: Current state-of-the-art, challenges and future outlook, *Science of the Total Environment*. 695, 133888. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133888>
- R-Studio 4.3.0 (2023). R-Project. v. 4.3.0. <https://www.r-project.org/>
- Samy, A., Ibrahim, MG., Mahmod, WE., Fujii, M., Eltawil, A. & Daoud, W. (2019). Statistical Assessment of Rainfall Characteristics in Upper Blue Nile Basin over the Period from 1953 to 2014. *Water* 2019. 11(3). 468. <https://doi.org/10.3390/w11030468>
- Seybold, E.C., Dwivedi R., Musselman K.N., Kincaid, D., Schroth, A, Classen, A.T., Perdrial, J., Adair, C. (2022). Winter runoff events pose an unquantified continental-scale risk of high wintertime nutrient export. *Environmental Research Letter*. 17, 104044. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8be5>
- Sharpley, A.N., Daniel, T., Gibson, G., Bundy, L., Cabrera, M., Sims, T., Stevens, R., Lemunyon, J., Kleinman, P. & Parry. R. (2006). *Best Management Practices to Minimize Agricultural Phosphorus Impacts on Water Quality*. (ARS-163). Washington DC. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service. <https://www.ars.usda.gov/is/np/bestmgmtpractices/best%20management%20practices.pdf>
- Persson, G., Asp, M., Berggren-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Ohlsson, A., Persson, H. & Sjökvist, E. (2015). *Framtidsklimat i Kalmar – enligt RCP-scenarier*. (Klimatologi 26). SMHI. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:948123/FULLTEXT01.pdf>
- SMHI (2023a). *Gladhammar mätstation*. SMHI. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/> [2023-02-05]
- SMHI (2023b). *S-hype*. Vattenwebb. v. 2016–8. <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>
- Stålnacke, P. & Grimvall, A. (2001). Semiparametric approaches to flow-normalisation and source apportionment of substance transport in rivers, *Environmetrics*. 12(3), 233–250. <https://doi.org/10.1002/env.459>
- Ulén, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H.P. & Tunney, H. (2007). Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom, and Ireland: a review. *Soil use and Management*. 23(1). 5-15. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00115.x>
- Ulén, B., von Brömssen, C., Johansson, G., Torstensson, G. & Stjernman Forsberg, L. (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>

- Uusi-Kämpmä, J., Braskeru, B., Jansson, H., Syversen, N. & Uusitalo, R. (2000). Buffer Zones and Constructed Wetlands as Filters for Agricultural Phosphorous. *Journal of Environmental Quality*. **29**(1). <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010019x>
- Vattenmyndigheterna. (2023). *VM Avrinningsområden HARO, DARO och VARO (grupp)*. Länsstyrelsens geodatakatalog Version 2016_8. <https://ext-geodatakatalog.lansstyrelsen.se/GeodataKatalogen/GetMetaDataById?id=fe770d2e-1965-4fb6-b402-87d130383b09>
- Vattenmyndigheterna i Sveriges fem vattendistrikt (2019). Vattenmyndigheternas riktlinjer för kartläggning och analys 2016–2021: Statusklassificering för näringspåverkan i sjöar och vattendrag.
- Vattenmyndigheterna i samverkan (u.å.) <https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/vattenforvaltning-i-sverige.html> [2023-03-05]
- VISS, Vatteninformationssystem Sverige (2023). <https://viss.lansstyrelsen.se/> [2023-04-03]
- Västerviks Kommun, (2018). *Loftaån – åtgärder för minskat näringsläckage*. Västerviks kommun.
- Västerviks Kommun (2022). *Vattenfördröjande åtgärder i Västerviks Kommun – Slutrapport*. Västerviks kommun.
- Västerviks Kommun (u.å.a). *Slutrapport Havsmiljö Gamlebyviken del 3 – Övergödningen som en resurs*. Västerviks kommun.
- Västerviks Kommun (u.å.b). *Slutrapport Havsmiljö Gamlebyviken del 4 – Övergödningen som en resurs 2017–2019*. Västerviks kommun
- Weisner, S. & Thiere, G., (2010). *Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet – Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö- och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet*. (Rapport 2010:21). Jordbruksverket. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:353157/FULLTEXT01.pdf>
- Wenng, H., Bechmann, M., Krogstad, T. & Skarbövik, E. (2020). Climate effects on land management and stream nitrogen concentrations in small agricultural catchments in Norway. *Ambio* 2020. 49, 1747-1758. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01359-z>

Muntliga källor: Dennis Wiström & Anders Fröberg, Västerviks kommun.

7. Populärvetenskaplig sammanfattning

I svenska sjöar, vattendrag och kustvatten är övergödningen ett stort miljöproblem. Utsläppen av kväve och fosfor från källor som jordbruk, avlopp eller industrier bidrar till att halterna av näringsämnen överskrider de naturliga halterna och vattnet blir övergött. Detta leder till algbloomning och syrefattiga sjö- och havsbottenar. För att råda bot på övergödningen har man inom EU upprättat olika ramverk som vattendirektivet och nitratdirektivet. Dessa direktiv styr hur mycket näringsämnen som får släppas ut för att vi inte ska bidra till övergödningen. I Västerviks kommun i Kalmar län har man länge jobbat med implementering av miljöskyddsåtgärder, som exempelvis våtmarker och kantzoner för att minska näringsbelastningen från jordbruket.

För att identifiera om de miljöskyddsåtgärder som implementerats har haft en effekt, kan man via vattenprovtagningar och laboratorieanalys se om halterna och belastningen av näringsämnen har minskat i avrinningsområdets vattendrag. I den här studien visade två vattendrag, Baggetorpsån och Dynestadån, en minskning av fosfor sedan mätstart. När det gällde kväve visade det sig att trenderna var ökande gällande koncentrationer och belastning i två vattendrag, Almviksån samt Dynestadån.

Effekten av miljöskyddsåtgärder är ibland utmanande att visa, då ett avrinningsområde är komplext och många påverkanskällor finns. För att se effekt jämfördes här halterna av fosfor mellan perioder då projekt för att minska övergödningen har genomförts. Orsaken till att man fokuserar på fosfor är att det ses som den primära källan till övergödningen i svenska vatten. Mellan år 2011–2016 hade fosforbelastningen i samtliga vattendrag minskat, där en bidragande orsak var en minskad vattenföring.

En viktig faktor för hur mycket näringsämnen som läcker ut är klimat och markanvändning. Klimatscenarior visar att det kommer att bli varmare, med längre perioder av torra och intensivare nederbörd. Vid en klimatanalys för de senaste 25 åren visade det sig att nederbörden minskat och att medelårstemperaturen ökat vid SMHI:s mätstation i Gladhammar strax söder om Västervik. Studien visade att näringsbelastningen var högst vid låga temperaturer då vattenföringen är som högst, under vinter och vår. Även kvävekoncentrationerna visade sig vara större vid låga temperaturer, medan fosforkoncentrationerna var större vid högre månadstemperaturer.

Tack

Jag skulle vilja rikta ett tack till min handledare Jennie Barron för att du hjälpt mig vid möten och att hålla mig inom ramarna och inte sväva ut för långt. Och för att jag fick en så bra plats att hålla till på under arbetets gång.

Jag vill också tacka Anders Fröberg och Dennis Wiström på Västerviks kommun för att jag fått tillgång till era mätdata för att genomföra dessa analyser och för besöket i Västervik vilket var mycket lärorikt.

Ett tack till Claudia von Brömssen för statistisk konsultation, Helena Aronsson, Katharina Kyllmar och Kristina Mårtensson tack för all er hjälp när jag har kommit springande med frågor.

Tack till David Nimblad Svensson för att ha låtit mig störa genom att sitta och prata om barn och annat ovidkommande för studien men viktigt i övrigt.

Och sist men inte minst ett stort tack till Louise Malmquist för den hjälp och stöd du har gett när jag kommit med frågor, och alla kommentarer och tips du har gett mig under arbetets gång!

8. Bilagor

8.1 Bilaga 1

Tabell 17 åtgärder Miljöskyddsåtgärder enligt vatteninformationssystem Sverige (VISS, 2023) som är genomförda i de studerade avrinningsområdena.

Åtgärd	Schablon P (kg/år/ha)	Schablon N (kg/år/ha)	Livslängd (år)	Kategori
Miljöersättning miljöskyddsåtgärder	0,04	1,3	5	Miljöskyddsåtgärder enligt miljöstödet
Fånggrödor	-	3,56	1	Fånggrödor med höstnedbrukning
Miljöersättning ekologisk odling	-	-	2	Odling utan bekämpningsmedel
Skyddszon	2,33	-	5	Skyddszon på åkermark
Miljöersättning skyddszon	0,2	-	10	Gräsbevuxna – oskördade
Miljöersättning extensiv vallodling	-	-	5	Vallodling i slättlandskapet
Tvästegsdiken	-	-	30	-
Anlagd våtmark	130	1 100	30	Våtmark för näringsretention
Kalkfilterdiken	0,25	-	15	
Vårbearbetning	2,85	-	1	
Vasskörd	140	1 500	30	Åtgärder mot internbelastning
Strukturkalkning	0,15	-	15	

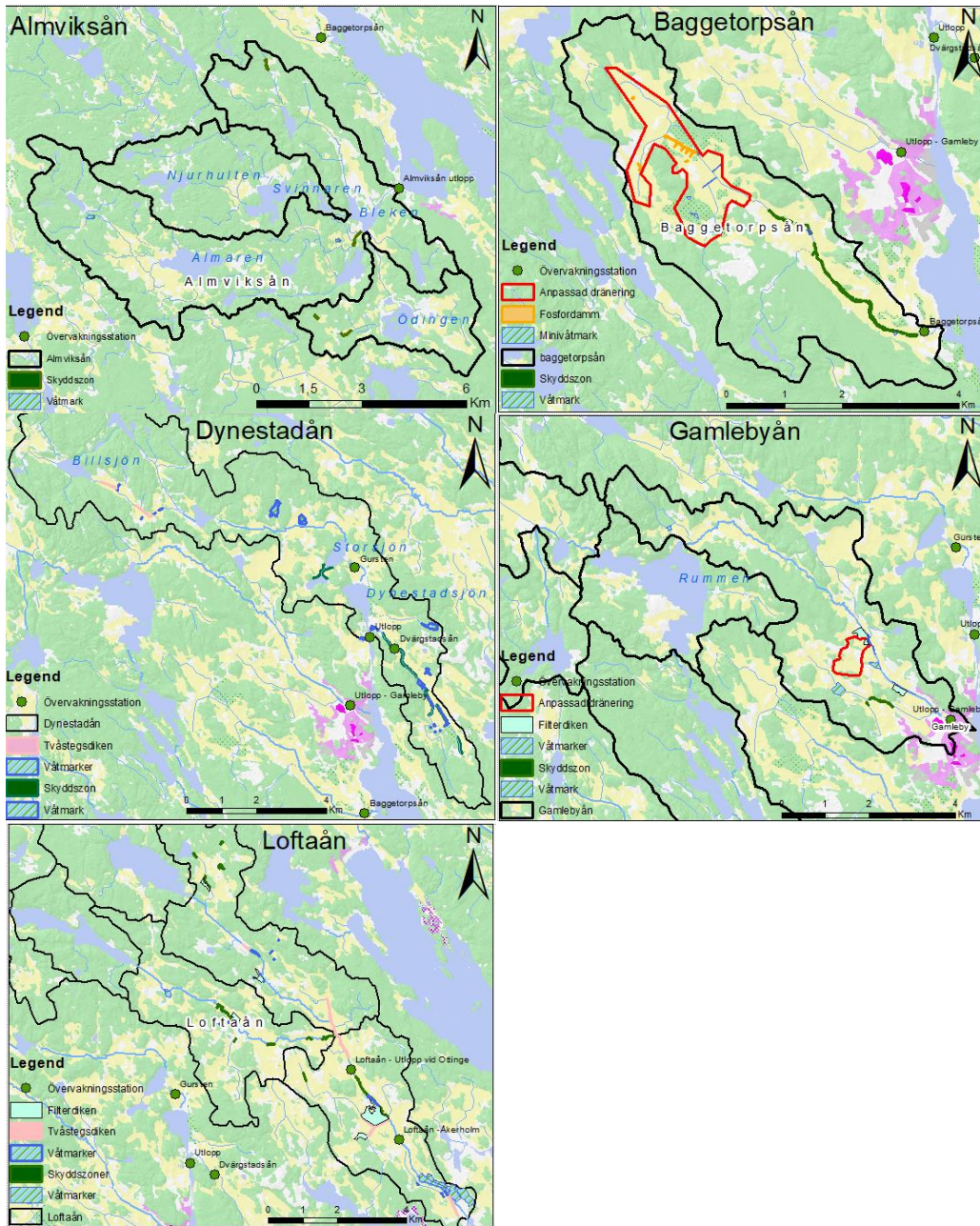
Tabell 18 Referensvärden och reduktionsmål i VISS under förvaltningscykel 3 (2017–2021). Klassificering enligt Vattenmyndigheterna och ekologisk kvot (EK), Obs P = Observerad Totalfosfor under perioden. Ref = Referensvärde, God status = Ref*2 Värden hämtade från respektive vattendrag i VISS, status enligt Vattenmyndigheternas riktlinjer Källa: Vattenmyndigheterna (2023).

Avrinningsområde	Period	Klassificering	EK	Obs P (ug/l)	Ref. (ug/l)	God status (ug/l)	Åtgärdsbehov (kg-P/år)
Almviksån*	2009-2014	God	0,57	35	20	40	-
Baggetorpsån**	2013-2017	-	-	-	-	-	-
Dynestadån	2013-2017	Måttlig	0,34	62	21	42	-260
Gamlebyån	2013-2017	Måttlig	0,31	64	20,3	40	-300
Loftaån***	2013-2017	Måttlig	0,37	47	20	40	-270

*Blekhemsån i VISS, förvaltningscykel 2.

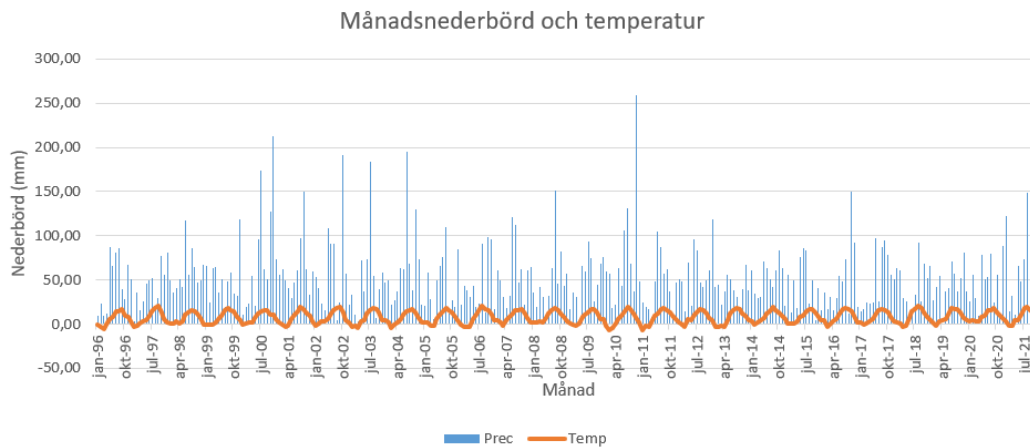
**Räknas till Inre Gamlebyvikens avrinningsområde, Baggetorpsån har ingen egen klassning.

***Utloppet vid Gudingen-Kumlabäcken. Referensvärde samt halt för god status ej uppdaterad förvaltningscykel 3.



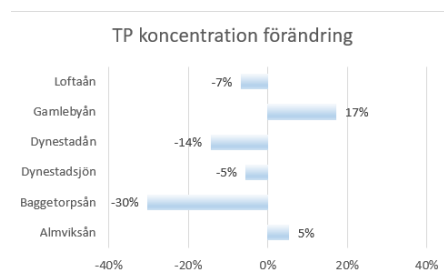
Figur 27 Avrinningsområden i Västervik. För överblick har en förstoring skett på större avrinningsområden för att visa miljöskyddsåtgärder i avrinningsområdet, se Bilaga 1. Bakgrundskarta: GSD-Terrängkartan, vektor, skalintervall 1:50 000 ©Lantmäteriet (2023)

8.2 Bilaga 2

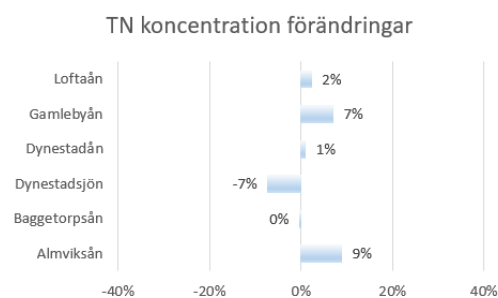


Figur 28 Månadsnederbörd (mm/år) och månadstemperatur (°C) för station Gladhammar

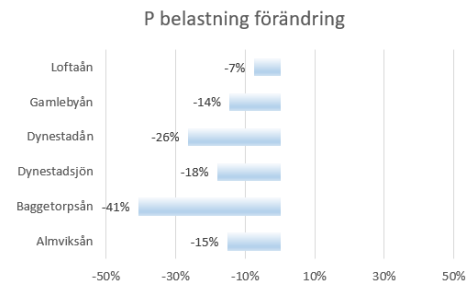
8.3 Bilaga 3



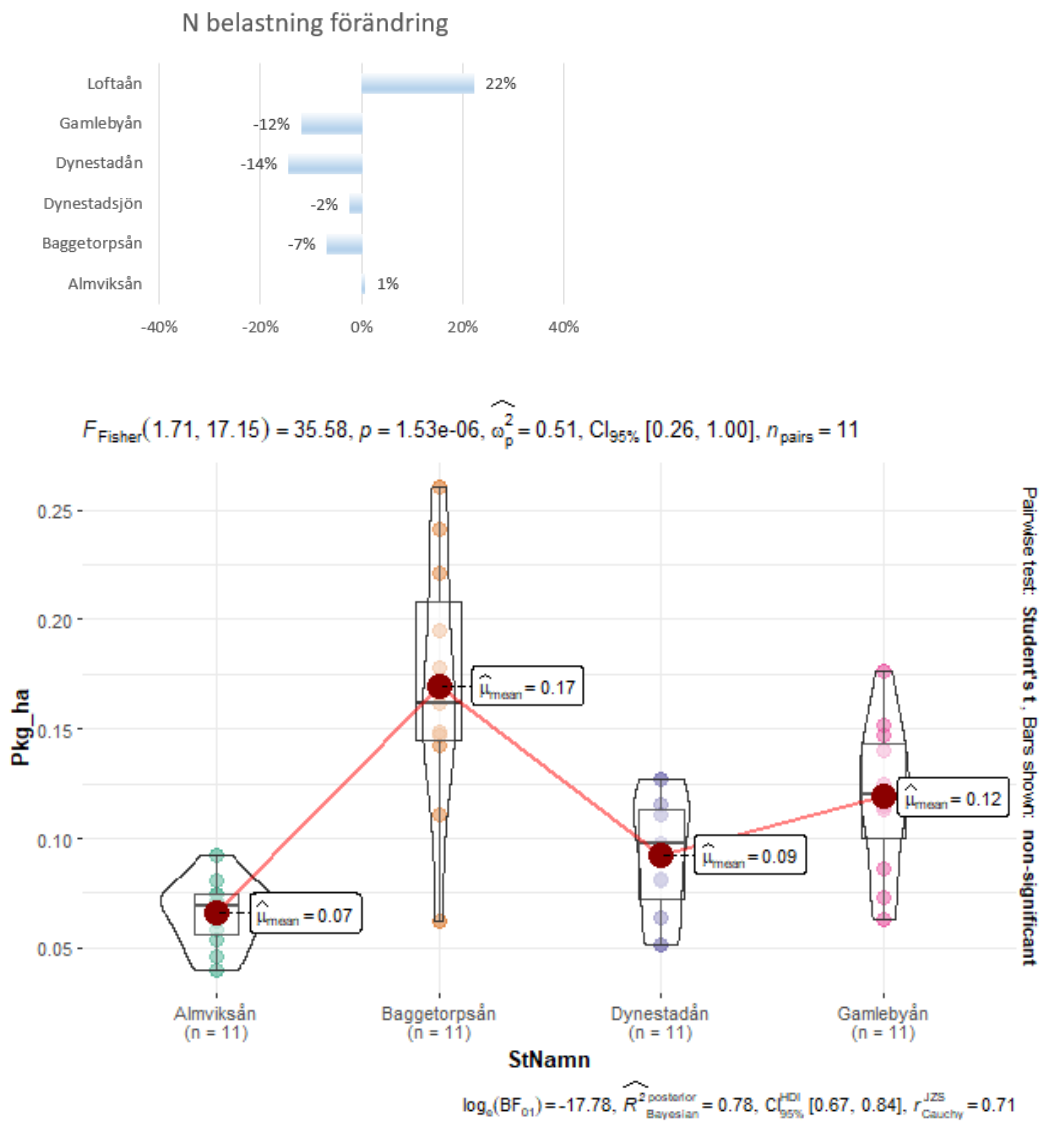
Figur 29 Förändring procentuellt i Tot-P koncentration (ug/l) för de senaste tre årens medel över tidigare år: 2019–2021 / 2011–2018.



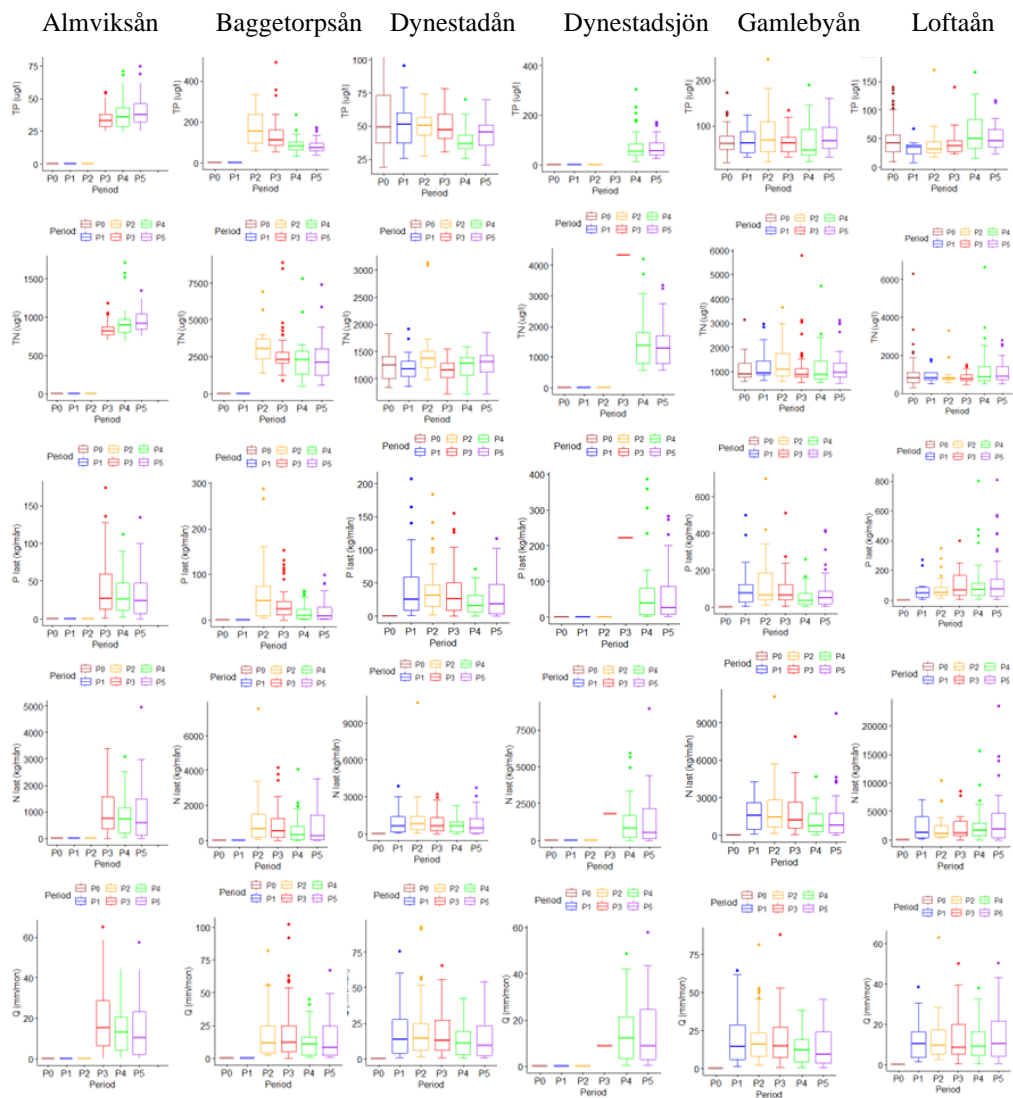
Figur 30 Jämförelse procentuellt mellan kort tidsserier 2019–2021 och längre 2011–2018.



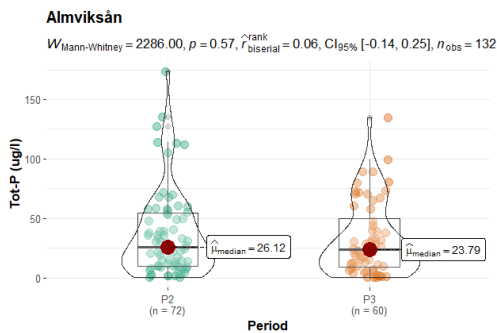
Figur 31 Förändring fosforbelastning medelvärde 2011–2018 mot 2019–2021.

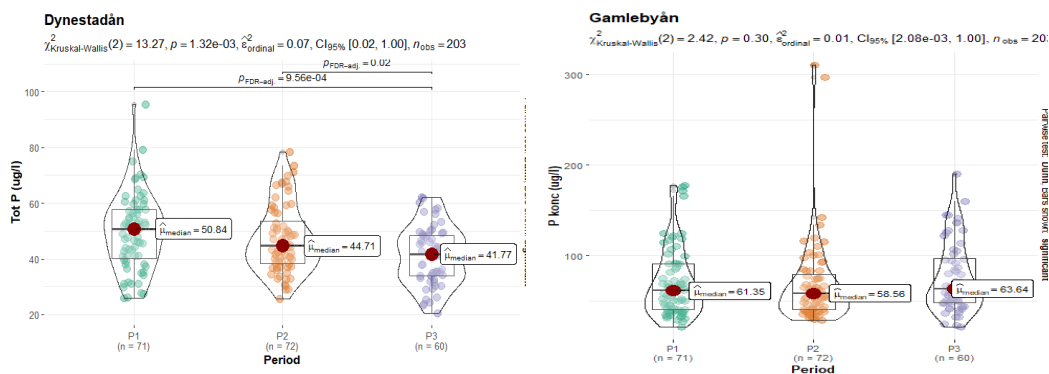


Skillnader mellan avrinningsområden med avseende på den arealsviktade årliga medelfosforbelastningen.



Figur Period: Förändringar av TP ($\mu\text{g/l}$), TN ($\mu\text{g/l}$), P last (kg), N last (kg) samt Q (mm) i samtliga avrinningsområden. I boxarna syns medianvärdet som rak linje. 75e samt 25e percentilen är topp och botten. Linjerna är standardavvikelsen. Punkterna är extremvärden.



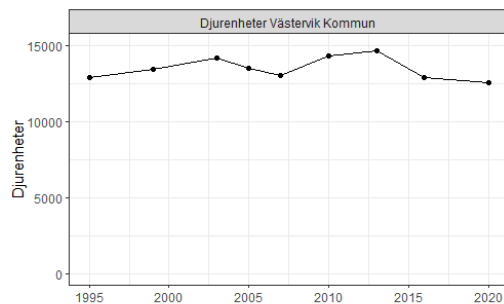


Figur 32: Kruskal-Wallis rank sum test av fosforbelastning för perioder av åtgärdsarbeten. . Där $p < 0,05 =$ signifikans. Denna gäller för månatliga värden.

Tabell 19 innehåller de korrelationskoefficienter som finns mellan koncentrationer och belastning av näringsämnen P och N. En positiv korrelation (+) indikerar att både den beskrivande samt den förklarande variabeln rör sig åt samma håll. En negativ korrelation (-) indikerar att variablerna rör sig åt motsatt riktning. Stjärnorna indikerar dess signifikans, beskrivet i tabelltext.

Tabell 19 Korrelation mellan koncentration och näringsämnen samt modellerad belastning korrelerat med klimat (nederbörd, temperatur). Signifikans $< 0,001$ ”***” $0,001$ ”**” $0,01$ ”*” $0,05$ ”-” $> 0,05$. Korrelationer framtagna med Spearmans korrelationskoefficient. Konc. = Koncentrationer.

Stationer	Förklarande variabel	P konc (ug/l)	N konc (ug/l)	P belastning	N belastning
Almviksån	Temperatur	+0,52***	-0,25**	-0,68***	-0,74***
Baggetorpsån	Temperatur	+0,28***	-0,50***	-0,53***	-0,70***
Dynestadån	Temperatur	-0,23***	-0,57***	-0,66***	-0,71***
Gamlebyån	Temperatur	-	-0,39**	-0,56***	-0,67***
Loftaån	Temperatur	-	-0,56***	-0,68***	-0,74***
Almviksån	Nederbörd	+0,22*	-	-	-
Baggetorpsån	Nederbörd	+0,20*	-	+0,23**	-
Dynestadån	Nederbörd	-	-0,17**	-	-
Gamlebyån	Nederbörd	+0,37***	+0,17**	+0,19**	-
Loftaån	Nederbörd	+0,44***	-	-	-

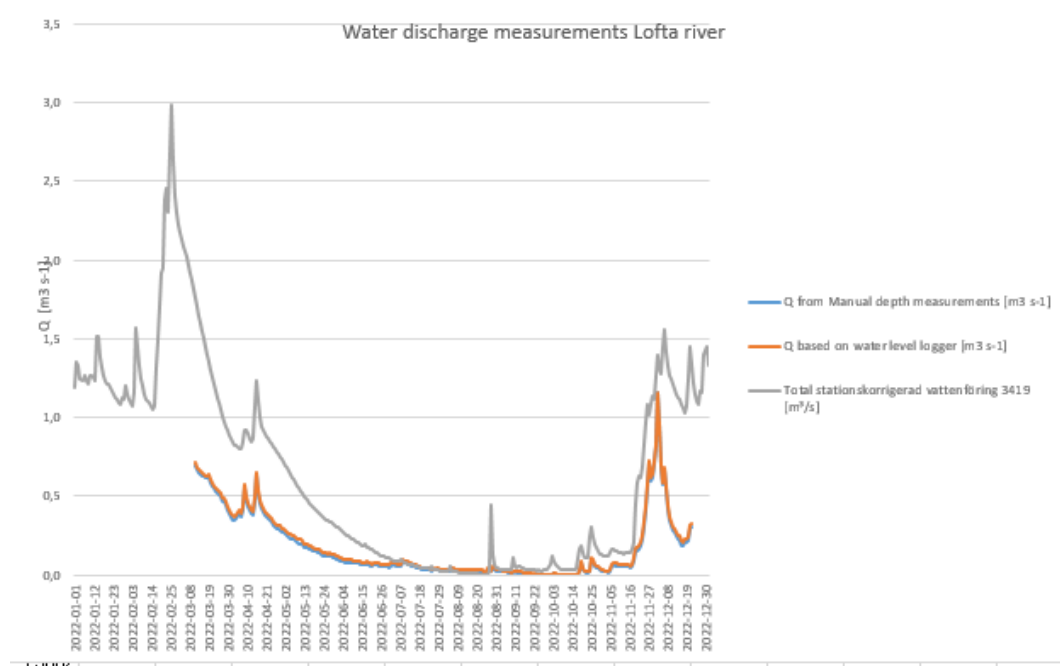


Figur 33 Djurenheter Västervik kommun exkluderat fjäderfä (Jordbruksverket 2023)

Tabell 20 Årliga medelkoncentrationer samt total belastning av näringsämnen korrelerat med markanvändning (fånggröda, vintergrönt, betesmark, åkermark). (+) = positiv korrelation, (-) = negativ korrelation. Signifikans ($p < 0,05$).

	Almviksån	Baggetorpsån	Dynestadån	Gamlebyån	Loftaån
P belastning	-	Åkermark (-)	Vall ↑		
P konc.	Bete ↑	Åkermark ↓	Vall ↑	Vårbearbetning ↓	
		Bete ↓	Vintergrönt ↑		
	Almviksån	Baggetorpsån	Dynestadån	Gamlebyån	Loftaån
Jordbruksmark	+1,0	+1,5		-3,5	-12,7
Bete	+2,5	+1,2	+5,1	+3,9	+7,7
Vintergrönt.			-0,6		
Vårbearbetning				-5,5	-17,4
Vallodling				-15,8	-18,0

8.4 Bilaga 4



Figur 34 Vattenföringsmätning Loftaån under 2022. Grå linje = Modellerad via S-hype (SMHI 2023), blå och orange linje = uppmätt vattenföring i Loftaån. Källa: (Malmquist, manuskript)

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filn) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Du hittar en länk till SLU:s publiceringsavtal på den här sidan:

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

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

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