



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Nedbørfeltovervåking som grunnlag for å forutsi transport av plantevernmidler

En analyse av mobile plantevernmidler fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA)

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 148 | 2023



Marianne Stenrød¹, Frederik Bøe², Roger Holten¹, Kathinka Lang¹, Torfinn Torp³

¹Divisjon Bioteknologi og plantehelse, ²Divisjon Miljø og naturressurser, ³Forskningsstab

TITTEL/TITLE

Nedbørfeltovervåking som grunnlag for å forutsi transport av plantevernmidler. En analyse av mobile plantevernmidler fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA)

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Marianne Stenrød, Frederik Bøe, Roger Holten, Kathinka Lang, Torfinn Torp

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
12.12.2023	9/148/2023	Åpen	52689	21/01494-14
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03397-4	2464-1162	50	0	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Landbruksdirektoratet; Handlingsplan for bærekraftig bruk av plantevernmidler (2021-2025)

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Gunn Eide/Semona Issa

STIKKORD/KEYWORDS:

bentazon, mcpa, metribuzin, metalaksyl, sprøyting, miljøkonsentrasjoner, nedbør, avrenning, overvåkingsperiode

bentazon, mcpa, metribuzin, metalaxyl, spraying, environmental concentrations, precipitation, run off, monitoring period

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Plantevern, jordarbeiding, jord- og vannovervåking

Crop protection, soil tillage, soil and water monitoring

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Det nasjonale overvåkingsprogrammet JOVA (Program for jord- og vannovervåking i landbruket) overvåker nedbørfelt som er representative for de ulike jordbruksproduksjonene og -regionene i Norge og er valgt ut mht. klima, jordsmonn, driftspraksis og -intensitet. Det er i dette prosjektet analysert overvåkingsdata for et utvalg vannløselige og mobile plantevernmidler (MCPA, bentazon, metribuzin, metalaksyl) som har vært godkjent i mange år og som gjenfinnes ofte i vannmiljø og dermed utgjør et størst mulig datagrunnlag for å finne eventuelle sammenhenger mellom funn, værforhold og driftspraksis. De gjennomførte analysene viste imidlertid at dataene ikke er av et slikt format eller omfang at det er mulig å hente ut informasjon som kan benyttes direkte til praktisk veiledning for en mer bærekraftig bruk av plantevernmidler. Dette vil kreve mye mer detaljerte og tidkrevende analyser, eventuelt modellutvikling og modellsimuleringer, som ikke er forenlige med formålet med og ressursene tilgjengelig for dagens overvåking. Se mer utfyllende sammendrag på side 7.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Viken
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Ås
STED/LOKALITET: Ås

GODKJENT /APPROVED

Marianne Stenrød

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Roger Holten



Forord

Arbeidet som presenteres i rapporten hadde som formål å belyse sammenhenger mellom miljøkonsentrasjoner av mobile plantevernmidler i nedbørfelt og faktorer som påvirker de målte konsentrasjonene, inkludert værforhold (nedbørintensitet og mengde), driftspraksis (areal høst- og vårpløying, tidspunkt for jordarbeiding) og sprøytepraksis (areal sprøytet, mengde, tidspunkt for sprøyting).

En bedre forståelse for hvilke faktorer som påvirker funnkonsentrasjonene i miljøet er nødvendig for å kunne gi anbefalinger for en bærekraftig bruk av plantevernmidler.

Det nasjonale overvåkingsprogrammet JOVA (Program for jord- og vannovervåking i landbruket) overvåker nedbørfelt som er representative for de ulike jordbruksproduksjonene og –regionene i Norge og er valgt ut mht. klima, jordsmonn, driftspraksis og intensitet. For å forsøke å finne klare sammenhenger ble det valgt ut fire mobile plantevernmidler med årviss bruk av midlene gjennom overvåkingsperioden. Det er gjort en analyse av data om bruk og funn av tre ugrasmidler: MCPA, metribuzin, bentazon og et soppmiddel: metalakyl, i aktuelle JOVA-felt, sett i sammenheng med data om værforhold, avrenning og driftsparametre.

Rapporten beskriver overvåking av miljøkonsentrasjoner av MCPA i bekkevann i perioden 1995/1996-2020 i de korndominerte nedbørfeltene Skuterudfeltet og Mørdrefeltet, samt i Time, hvor gras er den dominerende driftsformen. Metribuzin er beskrevet i de grønnsaksdominerte nedbørfeltene Vasshaglona for perioden 1995-2020 og i Heia for perioden 2004-2020. Resultater for Bentazon er beskrevet i Vasshaglona for perioden 1995-2020 og Time for perioden 1995-2020, mens analyser av soppmiddelet Metalakyl baserer seg på bruk og funnkonsentrasjoner for perioden 2004-2020 i Heia og 1995-2020 i Vasshaglona.

Innledende analyser av de tilgjengelige dataene viste at stor variasjon mellom år i både bruk og funn av plantevernmiddel, jordarbeiding og værforhold (nedbør og avrenning) gjør det vanskelig å finne gode sammenhenger mellom funnkonsentrasjoner og aktuelle forklaringsvariable. Rapporten inkluderer derfor også en diskusjon rundt aktuelle bruksområder for overvåkingsdataene utover en vurdering av påviste konsentrasjonsnivåer og sannsynlighet for miljøeffekter av disse.

Ås, 06.12.2023

Marianne Stenrød

Innhold

Sammendrag	7
Summary	9
1 Innledning og problemstilling.....	11
1.1 Innledning.....	11
1.2 Mobile plantevernmidler.....	12
1.2.1 MCPA.....	12
1.2.2 Metribuzin.....	13
1.2.3 Bentazon	14
1.2.4 Metalaksyl/Metalaksyl-m.....	15
1.2.5 Skjebne i miljøet - binding, nedbrytning, effekter i miljøet	16
1.3 Bruksområder av overvåkingsdata for plantevernmidler i vann	17
2 Materiale og metode.....	19
2.1 JOVA overvåkingsfelt og -metodikk.....	19
2.1.1 Feltbeskrivelse.....	19
2.1.2 Vannprøvetaking.....	21
2.1.3 Kjemiske analyser av plantevernmidler.....	21
2.2 Datamateriale og analysemetodikk.....	21
2.2.1 Datamateriale	22
2.2.2 Statistiske analyser.....	22
2.3 Litteraturgjennomgang.....	23
3 Resultater og diskusjon	24
3.1 Bruk av de utvalgte plantevernmidlene i JOVA overvåkingsfelt.....	24
3.1.1 MCPA.....	24
3.1.2 Metribuzin.....	24
3.1.3 Bentazon	25
3.1.4 Metalaksyl.....	26
3.2 Funn av de utvalgte plantevernmidlene i bekkevann i JOVA-felt.....	26
3.2.1 MCPA.....	26
3.2.2 Metribuzin.....	28
3.2.3 Bentazon	29
3.2.4 Metalaksyl.....	31
3.3 Analyser av sammenhenger mellom plantevernmiddelkonsentrasjoner og andre faktorer	32
3.3.1 MCPA.....	32
3.3.2 Metribuzin.....	34
3.3.3 Bentazon	36
3.3.4 Metalaksyl.....	36
3.4 Statistiske forklaringsmodeller for funnkonsentrasjoner av MCPA	36
3.4.1 Skuterud	36
3.4.2 Mørdre	39
3.4.3 Vurdering	41
3.5 Bruksområder for data om plantevernmidler i miljøet	42

3.5.1	Risikovurdering av dagens bruk av plantevernmidler	42
3.5.2	Oppfølging av nasjonale miljømål	44
4	Konklusjoner og avsluttende kommentarer	45
4.1	Utvikling av relevante modellscenarier og bruk av nedbørfeltmodeller	45
4.2	Økt tilgjengelighet for utvidet bruksområde	46

Sammendrag

Det nasjonale overvåkingsprogrammet JOVA (Program for jord- og vannovervåking i landbruket) overvåker nedbørfelt som er representative for de ulike jordbruksproduksjonene og -regionene i Norge og er valgt ut mht. klima, jordsmonn, driftspraksis og -intensitet. Det er i dette prosjektet analysert overvåkingsdata for et utvalg vannløselige plantevernmidler (MCPA, bentazon, metribuzin, metalaksyl) som har vært godkjent i mange år og som gjenfinnes ofte i vannmiljø og dermed utgjør et størst mulig datagrunnlag for å finne eventuelle sammenhenger mellom funn, værforhold og driftspraksis. Hovedmål for prosjektet var å utvikle et forbedret kunnskapsgrunnlag for å utforme driftsmessige tiltak for å redusere risikoen for avrenning av vannløselige plantevernmidler.

Målsetning og metodikk for prosjektet ble definert ut fra tidligere erfaringer fra en liknende dataanalyse for det lite mobile ugrasmidlet glyfosat (kf. NIBIO Rapport 7(210) 2021). Det ble analysert sammenhenger mellom registrerte drifts- (sprøyting, jordarbeiding) og værdata (nedbør, avrenning) og målte konsentrasjoner av de utvalgte mobile plantevernmidler i bekkevann. Arbeidet inkluderte en sammenstilling og deskriptiv statistisk analyse av miljøkonsentrasjoner av de mobile ugrasmidlene MCPA, metribuzin, og bentazon og det mobile soppmidlet metalaksyl i bekkevann i utvalgte JOVA-overvåkingsfelt. Data for MCPA var for perioden 1995/1996-2020 i de korndominerte nedbørfeltene Skuterudfeltet og Mørdrefeltet, samt i Time hvor gras er den dominerende driftsformen. Metribuzin er beskrevet i de grønnsaksdominerte nedbørfeltene Vasshaglona for perioden 1995-2020 og i Heia for perioden 2004-2020. Resultater for bentazon er beskrevet i Vasshaglona for perioden 1995-2020 og Time for perioden 1995-2020, mens analyser av soppmiddelet metalaksyl baserer seg på bruk og funnkonsentrasjoner for perioden 2004-2020 i Heia og 1995-2020 i Vasshaglona.

Dataanalysene viste at stor variasjon mellom år i både bruk og funn av plantevernmidler, jordarbeiding og værforhold (nedbør og avrenning) gjør det vanskelig å finne gode sammenhenger mellom funnkonsentrasjoner og aktuelle forklaringsvariable. Derfor er data for MCPA i feltene Skuterud og Mørdre analysert i mer detalj for å finne de(n) beste mulige modellen(e) for å beskrive sammenhenger mellom plantevernmidelfunn og mulige forklaringsvariable. Resultatene viser som ventet en tett sammenheng mellom sprøyting (areal eller dose) og nedbør/tidspunkt for nedbør ift. å få en transport og avrenning av plantevernmidler. På den annen side vil en høy avrenning og jordarbeiding av sprøytet areal føre til en fortykning av plantevernmidelkonsentrasjonen i et større vann- eller jordvolum og dermed også lavere avrenningskonsentrasjoner. Parameterestimatene for de ulike påvirkningsfaktorene i modellene var imidlertid så små at det vil være liten praktisk nytte av en slik modell.

De datasammenstillingene og analysene som kunne gjennomføres innenfor rammene av prosjektet viste at dataene ikke er av et slikt format eller omfang at slike analyser gjør det mulig å hente ut informasjon som kan benyttes til veiledningsformål for en mer bærekraftig bruk av plantevernmidler. Dette vil kreve mye mer detaljerte og tidkrevende analyser, eventuelt modellutvikling og modellsimuleringer, som ikke er forenlige med formålet med og ressursene tilgjengelig for dagens overvåking. Dagens bruk av overvåkingsdataene innenfor rammene av JOVA-programmet er i hovedsak fokusert på å beskrive konsentrasjonsnivåer av enkeltmidler og sumkonsentrasjoner for plantevernmidler, variasjoner/trender over tid, og vurdere påviste enkeltkonsentrasjoner og sumkonsentrasjoner i forhold til antakelser om og sannsynlighet for miljøeffekter. En gjennomgang av et utvalg relevant litteratur for å se på aktuelle bruksområder peker på både nåværende og aktuelle nye bruksområder:

- Viktigheten/Bruk av overvåkingsdata i arbeidet med reevaluering av godkjente plantevernmidler trekkes fram i flere studier, og dette er pr i dag også et viktig bruksområde for dataene fra JOVA-programmet som etterspørres av industrien til dette formålet. Overvåking for å måle effektiviteten av implementerte tiltak er et annet viktig bruksområde,

men dette faller utenfor formålet med JOVA-overvåkingen slik det er definert pr i dag. En slik tilnærming ville kreve tettere dialog med brukerne i feltet samt prøvetaking/måling i deler av nedbørfeltet dersom enkelte brukere implementerte spesifikke risikoreducerende tiltak.

- Risikovurderingsmetodikken som benyttes for evaluering av overvåkingsresultater varierer mellom land og programmer. JOVA-overvåkingen har i stor grad benyttet risikoindikatorer beregnet i henhold til vannrammedirektivet, selv om prøvetakingsmetodikken i JOVA er av en art som vil fange opp flere og trolig høyere plantevernmiddelkonsentrasjoner enn en overvåking iht. vannrammedirektivet gjør. Dette er dermed en svært konservativ tilnærming. Mattilsynet og andre aktører som gjør sine vurderinger etter plantevernmiddelregelverket benytter andre risikoindikatorer/-terskler i sin tilnærming. Det bør gjøres en nærmere/fornytt vurdering av hvilken tilnærming som er mest hensiktsmessig innenfor formålet og bruksområdene for JOVA-overvåkingen.
- Videre er overvåkingsdata nyttig for utvikling og validering av modeller. På dette området kan dataene fra JOVA-programmet utnyttes i større grad enn i dag, men det er noe begrenset i forhold til at mange av de mye brukte pesticidmodellene er skiftemodeller og ikke nedbørfeltmodeller slik som utformingen av JOVA vil kreve. Her kan det imidlertid gjøres en jobb for å vurdere flere aktuelle modeller til dette formålet.

Videre har Norge definerte miljømål og handlingsplaner på en rekke områder som inkluderer måling av forekomst av forurensninger i miljøet generelt og vannmiljø spesielt, vurdering av risiko for effekter av disse og/eller klassifisering av tilstandsklasse, samt tiltaksplaner for å oppnå ønsket tilstand. Dette er ytterligere faktorer som må tas i betraktning for å sikre relevans og bruk av JOVA-overvåkingen framover.

Summary

The national monitoring program JOVA (The Norwegian Agricultural Environmental Monitoring Program) monitors catchment areas that are representative of the various agricultural productions and regions in Norway and has been selected in terms of climate, soil, cropping practices and -intensity. In this project, monitoring data for a selection of water-soluble pesticides (MCPA, bentazon, metribuzin, metalaxyl) was analysed. The selected substances have been approved for use during a long period and are often found in the aquatic environment, and thus constitute a large dataset expected to enable finding possible connections between pesticide detections, weather conditions and cropping practices. The main objective of the project was to develop an improved knowledge base for recommendations on measures to reduce the risk of runoff of water-soluble pesticides.

Objectives and methodology for the project were defined based on previous experiences from a similar data analysis for the slightly mobile/immobile herbicide glyphosate (cf. NIBIO Report 7 (210) 2021). During the implementation of the project, however, it proved difficult to find good correlations between recorded data of cropping practices (spraying, tillage) and weather conditions (rainfall, runoff) and measured concentrations of the selected mobile pesticides in stream water. The work included a compilation and descriptive statistical analysis of environmental concentrations of the mobile herbicides MCPA, metribuzin, and bentazon and the mobile fungicide metalaxyl in stream water in selected JOVA monitoring catchments. Data for MCPA was for the period 1995/1996-2020 in the grain-dominated catchment areas Skuterud and Mørdre, as well as in Time with mainly grass/forage production. Metribuzin is described in the vegetable/potato-cropping areas Vasshaglona for the period 1995-2020 and in Heia for the period 2004-2020. Results for bentazon include data from Vasshaglona for the period 1995-2020 and Time for the period 1995-2020, while analyzes of the fungicide metalaxyl are based on data for the period 2004-2020 in Heia and 1995-2020 in Vasshaglona.

These analyzes showed that great variation between years in both use and detection of pesticides, tillage and weather conditions (rainfall and runoff) make it difficult to find good correlations between detected pesticide concentrations in stream water and relevant explanatory variables. Therefore, data for MCPA from the fields Skuterud and Mørdre were analyzed in more detail in order to find the best possible model(s) to describe connections between pesticide detections and possible explanatory variables. The results showed a close connection between spraying (area or dose) and rainfall/time of rainfall with regard to transport and runoff of pesticides. On the other hand, high runoff volumes and tillage of the sprayed area will dilute the pesticide concentration in a larger volume of water or soil and thus also lower runoff concentrations. However, the parameter estimates for the predictors included in the models were so small that such a model will be of little practical use.

Hence, the data compilations and analyzes that could be carried out within the framework of the project showed that the data is not of such a format or scope to enable the extraction of information usable for guidance on a more sustainable use of pesticides. This will require much more detailed and time-consuming analyses, possibly model development and model simulations, which are not compatible with the purpose and resources available for the current monitoring. Today's use of the monitoring data within the framework of the JOVA program is mainly focused on describing concentration levels of individual pesticides and summed pesticide concentrations, variations/trends over time, and assessing detected individual concentrations and summed concentrations in relation to assumptions about and probability of environmental effects. A review of a selection of relevant literature to assess possible use of these data, points to both current and new areas of use:

- The importance/use of monitoring data in the work of re-evaluating approved pesticides is highlighted in several studies, and this is currently also an important area of use for the data from the JOVA program which is requested by the industry for this purpose. Monitoring to

evaluate the effectiveness of implemented measures is another important area of use, but this falls outside the purpose of the JOVA monitoring as it is currently defined. Such an approach would require closer dialogue with the farmers in the monitoring catchments as well as sampling/measurement in parts of the catchment when specific risk-reducing measures are implemented.

- The risk assessment methodology used for evaluating monitoring results varies between countries and programmes. The JOVA monitoring has largely used risk indicators calculated in accordance with the Water Framework Directive, even though the sampling methodology in JOVA is of a type that will capture more and probably higher pesticide concentrations than a monitoring according to this directive. Hence, JOVA utilize a very conservative approach. The Norwegian Food Safety Authority and other actors who make their assessments according to the pesticide regulations use other risk indicators/thresholds in their approach. A closer/renewed assessment should be made of which approach is most appropriate within the purpose and areas of use for the JOVA monitoring.
- Furthermore, monitoring data is useful for the development and validation of models. In this area, the data from the JOVA program can be utilized to a greater extent than today, but it is somewhat limited in relation to the fact that many of the widely used pesticide models are plot/field scale models and not catchment area models as the design of JOVA will require. Here, however, work can be done to assess several current models for this purpose.

Furthermore, Norway has defined environmental targets and action plans in a number of areas which include measurement of the occurrence of pollutants in the environment in general and the water environment in particular, assessment of risk for the effects of these and/or classification of condition class, as well as action plans to achieve the desired condition. These are additional factors that must be taken into account to ensure the relevance and use of the JOVA monitoring in the future.

1 Innledning og problemstilling

1.1 Innledning

Yrkesbrukere av plantevernmidler skal anvende prinsippene for integrert plantevern (IPV) etter rammedirektivet for bærekraftig bruk av plantevernmiddel (Direktiv 2009/128/EC) og plantevernmiddelforskriften (FOR-2015-05-06-455). Integrert plantevern er en overordnet strategi som kombinerer kjente metoder og teknikker for kontroll av planteskadegjørere. Kjemisk bekjempelse har en viktig plass i integrert plantevern, men skal fortrinnsvis kun benyttes hvis andre forebyggende og direkte tiltak ikke gir ønsket virkning, og hvis systematisk overvåking av planteskadegjørere og de naturlige kontrollfaktorene viser at dette er nødvendig.

Det nasjonale overvåkingsprogrammet JOVA (Program for jord- og vannovervåking i landbruket) overvåker nedbørfelt som er representative for de ulike jordbruksproduksjonene og -regionene i Norge og er valgt ut mht. klima, jordsmonn og driftspraksis og -intensitet. I JOVA-overvåkingen blir plantevernmidler ofte funnet i bekkevannsprøver i områder med jevnlig bruk av plantevernmidler på større arealer gjennom hele året (Bechmann et al., 2021). Som regel påvises lave konsentrasjoner som antas å ikke ha noen negative effekter i miljøet, men i noen tilfeller påvises konsentrasjoner som antas å kunne ha en negativ effekt på vannlevende organismer (dvs. konsentrasjonsnivåer over miljøfarlighetsverdien (MF-verdien) som er fastsatt på bakgrunn av giftighetsverdier/effektkonsentrasjoner for vannlevende organismer). Resultater fra kontrollerte ruteforsøk med prøvetaking og analyse av drens- og overflateavrenning etter sprøyting med plantevernmidler indikerer at man ved ugunstige værforhold (mye nedbør) kort tid etter sprøyting og jordarbeiding kan få relativt høye tap av plantevernmidler og dermed høye tilførsler til overflatevann i perioder av året (Bechmann et al., 2023). Enkeltstående feltforsøk påvirkes av til dels store variasjoner i bl.a. værforhold mellom år. Det kan dermed være krevende å påvise klare årsakssammenhenger mellom vær- og driftsforhold og resulterende tap av plantevernmidler. Analyser av større datamengder kan bidra til å påvise nye/slike sammenhenger. Blant annet er det i en relativ ny og større litteraturstudie påvist flere funn av plantevernmidler i overflateavrenning fra felter med redusert jordarbeiding sammenlignet med områder med mer konvensjonell jordarbeiding (Elias et al., 2018). I samme studie påpekes det mangel på kunnskap om interaksjonene mellom plantevernmidler, jordsmonn og jordarbeiding.

JOVA-programmet skaper og sammenstiller store mengder data om jordbrukspraksis og forekomst av plantevernmidler i vannmiljø, men det ligger et stort uutnyttet potensial i å analysere disse dataene for å vise årsakssammenhenger. Med bakgrunn i metodikk og resultater fra tidligere gjennomførte dataanalyser for funn av ugrasmidlet glyfosat i JOVA-overvåkingen (Stenrød og Bøe, 2021), er det i dette prosjektet analysert data for et utvalg vannløselige plantevernmidler (MCPA, bentazon, metribuzin, metalaksyl) som har vært godkjent i mange år og som gjenfinnes ofte i vannmiljø og dermed utgjør et stort datagrunnlag for å finne eventuelle sammenhenger mellom funn og værforhold, jordtyper og driftspraksis. Spørsmålene som er søkt belyst i arbeidet er:

- Hva er de drivende faktorene for (høye) konsentrasjoner i jordbruksbekker - og ser vi noen endringer over tid?
- Hvordan påvirker nedbør-/avrenningsmengde (ekstremvær) funnkonsentrasjoner i bekkevann (fortynning)?
- Når på året påvises de høyeste konsentrasjonene og hvilken risiko utgjør dette for akvatiske organismer (biologisk syklus)?

Videre er det gjort en vurdering av aktuelle bruksområder for overvåkingsdata av konsentrasjoner av plantevernmidler i bekkevann ut fra bruksområder rapportert for liknende datasett og sett i forhold til kunnskapsbehov hos aktuelle brukergrupper.

1.2 Mobile plantevernmidler

Det er valgt ut fire mobile plantevernmidler med årvisst bruk og funn gjennom overvåkingsperioden. De valgte midlene er ugrasmidlene MCPA, metribuzin og bentazon og soppmidlet metalaksyl-M, med økende grad av affinitet til å binde seg til jordpartikler, basert på Freundlich sorpsjonskoeffisient. At flere ugrasmidler er inkludert her gjenspeiler også mattilsynets omsetningsstatistikk som viser at ugrasmidlene er den desidert mest omsatte gruppen av plantevernmidler. I 2021 ble det omsatt ca 880 tonn med plantevernmidler (virksomt stoff) i Norge, hvorav ugrasmidler utgjorde 640 tonn og soppmidler 110 tonn (Mattilsynet, 2023). Tabell 1 viser noen av egenskapene til stoffene som diskuteres i denne rapporten, inkludert binding i jord, halveringstid og effektkonsentrasjoner i vann.

Tabell 1. Nedbrytning i jord og vann (lab 20 °C), fordelingskoeffisient og miljøfarlighet av MCPA, Metribuzin, Metalaksyl og Bentazon. Dataene er typiske verdier funnet i studier gjennomgått i EU og/eller verdier man er enige om å bruke i risikovurderingen i EU. Kilder: Pesticide Properties Database, PPDB (Lewis et al., 2016) og nibio.no/jova (vedlegg med beregningsgrunnlag for MF-verdier, pr august 2023).

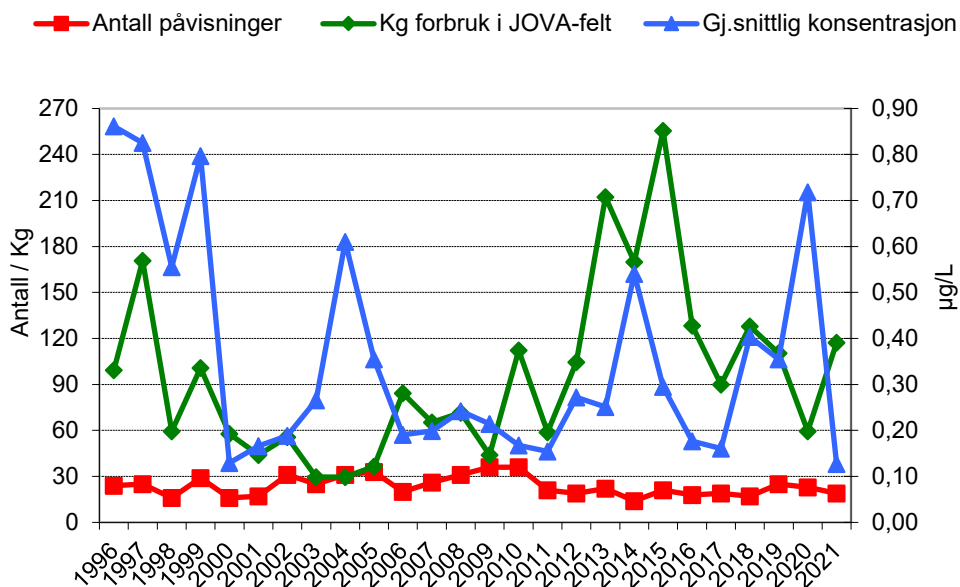
Middel	Bruksområde	Binding i jord (mL/g)	Halveringstid i jord i lab. (20 °C; DT ₅₀ ; d)	Halveringstid i vann (DT ₅₀ ; d)	Effekt-konsentrasjoner i vann (NOEC; ug/L)
MCPA	Ugras	Kf=0,66 (1/n=0,822) KfOC=57,96	12,07	13,5	1,4 (<i>Lemna gibba</i>)
Metribuzin	Ugras	Kf=0,874 (1/n=0,922) KfOC=48,3	7,03	41	0,58 (<i>Lemna minor</i>)
Bentazon	Ugras	Kf=0,97 (1/n=0,93) KfOC=59,6	20	80	800 (alger)
Metalaksyl-M	Sopp	Kf=2,49 (1/n=0,98) KfOC=162,3	7,1	56	1200 (<i>Daphnia magna</i>)

NOEC: No-effect concentration. Høyeste konsentrasjonsnivå hvor det ikke er observert negative effekter i kronisk toksisitetstest. Kf: Freundlich sorpsjonskoeffisient. KfOC: Freundlich sorpsjonskoeffisient justert for innhold av organisk materiale i jord. Skjebne i miljøet - binding, nedbrytning, effekter i miljøet

1.2.1 MCPA

Etter glyfosat var MCPA det mest omsatte plantevernmidlet i 2022 med 69 tonn (Mattilsynet, 2023) og preparater med MCPA (f.eks. Ariane S og MCPA 750 Flytende) er blant de mest brukte ugrasmidlene ifølge SSBs bruksstatistikk (Aarstad og Bjørlo, 2019). Statistikk fra JOVA-programmet (Figur 1) viser at det de siste seks årene er brukt i gjennomsnitt 100 kg MCPA årlig i JOVA-felt, etter en periode med relativt høyt forbruk i 2013-2015. Slik omfattende bruk gjenspeiler seg også i antall funn av dette midlet i JOVA-programmet med funn i 29 % av alle prøver i perioden 1996-2018 (Bechmann et al., 2021). MCPA er et selektivt systemisk fenoksy-ugrasmiddel mot bredbladet ugras. Det tas opp gjennom bladverket og virker best når ugraset er i vekst. MCPA er tillatt brukt i en rekke kulturer, bl.a. eng, beite, frukthager og korn. MCPA er en viktig resistensbryter for de mye brukte sulfonylurea lavdosemidlene og brukes årvisst i aktuelle produksjoner for å unngå resistensutvikling.

MCPA er vannløselig og veldig mobilt. Dermed transporteres stoffet lett med vann både over og under jordoverflaten. Stoffet er relativt lite giftig for akvatiske organismer (Lewis et al., 2016) og i bare 4 % av prøvene i perioden 1995-2018 er det påvist konsentrasjoner over MF-verdien på 1.4, basert på en No Observable Effect Concentration, NOEC, for kronisk giftighet for vannplanten andemat, *Lemna gibba*, på 14 µg/L og med en usikkerhetsfaktor på 10 (Tabell 1).

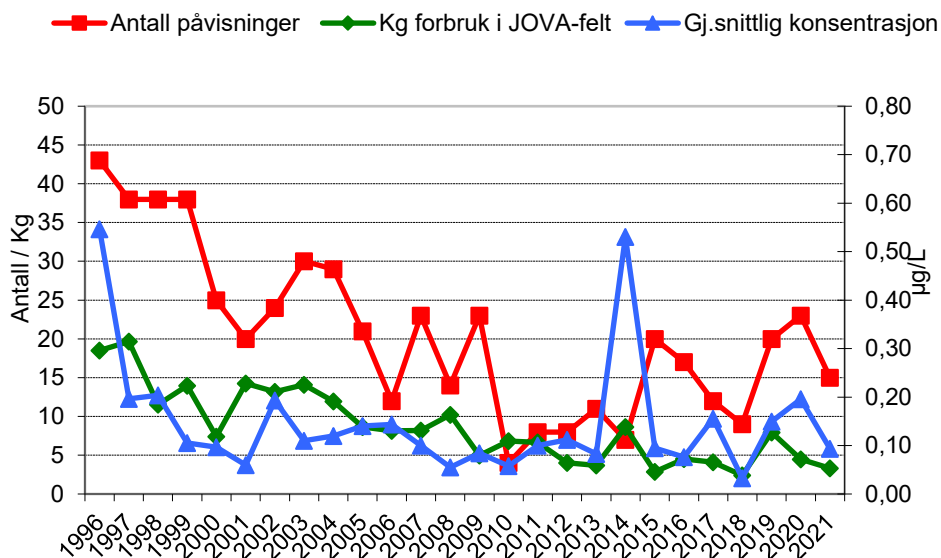


Figur 1: Funn og gjennomsnittlig konsentrasjon av MCPA. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2021. (Kilde: JOVA-databasen, NIBIO, 2023. (Data 2019-2021 ikke ferdig rapportert og kvalitetssikret i JOVA)).

1.2.2 Metribuzin

Metribuzin benyttes i langt mindre grad enn MCPA, med en omsetning på ca. ett tonn i 2022 (Mattilsynet, 2023). Metribuzin er kun godkjent i preparatet Sencor WG 70 i Norge (Plantevernguiden, 2023). Statistikk fra JOVA-programmet (Figur 2) viser at det er brukt i underkant av 5 kg metribuzin i JOVA-feltene årlig de siste 10 årene, med unntak av 2014 og 2019 hvor forbruket var nær/over 8 kg. Metribuzin benyttes som systemisk frøugras i gulrot og poteter og virker på ugraset ved opptak gjennom blad og røtter. Det er først og fremst i Heiabekken og Vasshaglona, områder hvor det dyrkes mye grønnsaker og potet, man påviser dette stoffet. Metribuzin er påvist i 21 % av alle prøver i perioden 1996-2018 (Bechmann et al., 2021).

Metribuzin er svært vannløselig og også veldig mobilt. Som MCPA, transporteres stoffet lett med vann i jorda, noe som også bidrar til at det også gjenfinnes mye i overflatevann i områder der midlet benyttes. Vanning i områder hvor det produseres grønnsaker kan også være en medvirkende årsak til økt gjenfinning i miljøet. Metribuzin er langt giftigere enn MCPA med en MF-verdi på 0.058 µg/L. Stoffet er påvist 281 ganger over MF-verdien i perioden 1995-2018 (Bechmann et al., 2021). MF-verdien er basert på en NOEC for kronisk giftighet for vannplanten *Lemna minor* på 0.58 µg/L og med en usikkerhetsfaktor på 10 (Tabell 1).

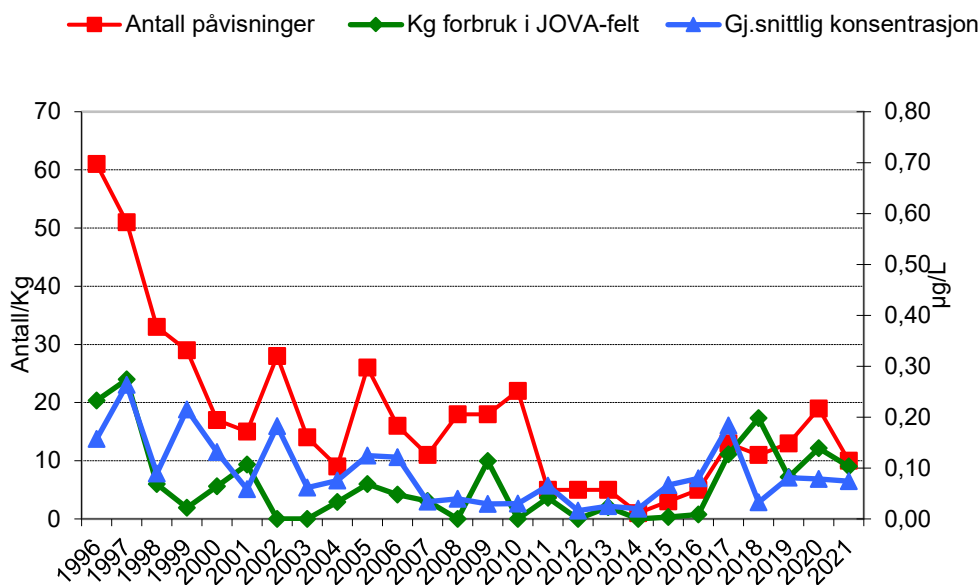


Figur 2: Funn og gjennomsnittlig konsentrasjon av metribuzin. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2021. (Kilde: JOVA-databasen, NIBIO, 2023. (Data 2019-2021 ikke ferdig rapportert og kvalitetssikret i JOVA)).

1.2.3 Bentazon

Bentazon er omsatt noe mer enn metribuzin, med nærmere 2 tonn i 2022 (Mattilsynet, 2023). Det er kun preparatet Basagran SG som inneholder bentazon på det norske markedet per i dag (Plantevernguiden, 2023). Basagran SG er tillatt brukt til bekjempelse av ugras i ert til konserves, ert til modning, fôrrert, bønne til konsum, åkerbønne til modning og grønnfôr og frøeng av rødkløver og timotei. I tillegg er preparatet godkjent i gjenlegg med hvit; rød eller alsikekløver til frøproduksjon eller i blanding med gras til fôr med eller uten korn som dekkvekst. Basagran/bentazon er et kontaktmiddel og best virkning oppnås ved behandling fra frøbladstadiet og til ugrasplantene har 2 – 4 blad. Statistikk fra JOVA-programmet (Figur 3) viser at bruken har vært svært lav i mange år, men økende i perioden 2016-2021.

Bentazon er også svært mobilt og er gjenfunnet i 27 % av prøvene tatt gjennom JOVA-programmet i perioden 1996-2018 (Bechmann et al., 2021). Bentazon har en lav giftighet for vannlevende organismer, med en MF-verdi på 80 µg/L. Denne verdien er basert på en NOEC for kronisk giftighet på 800 µg/L for alger og med en usikkerhetsfaktor på 10 (Tabell 1). Bentazon er ikke påvist over denne MF-verdien i noen av vannprøvene (ca. 3000) som er analysert gjennom JOVA-overvåkingen (Bechmann et al., 2021; JOVA-databasen, NIBIO, 2023).



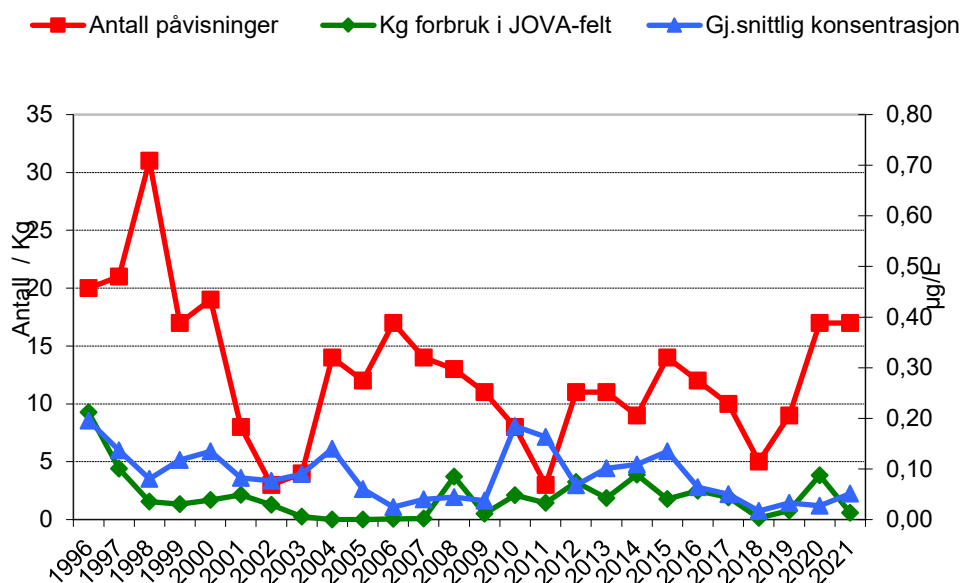
Figur 3: Funn og gjennomsnittlig konsentrasjon av bentazon. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2021. (Kilde: JOVA-databasen, NIBIO, 2023. (Data 2019-2021 ikke ferdig rapportert og kvalitetssikret i JOVA)).

1.2.4 Metalaksyl/Metalaksyl-m

Før 1998 inneholdt de godkjente preparatene metalaksyl som virksomt stoff, men fra 1998 har preparater med den rene isomeren metalaksyl-M overtatt mer og mer og det er derfor metalaksyl-M som er fokus her.

Metalaksyl-M er lite omsatt sammenlignet med de andre midlene, i snitt 419 kg over de siste 5 årene og bare 85 kg i 2022 (Mattilsynet, 2023). Midlet er et systemisk og selektivt beismiddel mot soppsykdommer i grønnsaker, setteløk, blomsterløk og prydplanter i veksthus og er kun godkjent i preparatet Apron XL per i dag. APRON® XL er spesielt formulert for beising mot jord- og frøsmitte. Midlet benyttes kun i enkelte av JOVA-feltene og det er generelt lav bruk totalt sett, men med noe variasjon mellom år (Figur 4).

Metalaksyl-M er gjenfunnet i 12 % av prøvene i JOVA-programmet i perioden 1996-2018 (Bechmann et al., 2021), men aldri over MF-verdien. Stoffet er relativt lite giftig i akvatisk miljø med en MF-verdi satt til 120. Denne verdien er basert på en kronisk NOEC på 1200 µg/L for *Daphnia magna* og med en usikkerhetsfaktor på 10 (Tabell 1).

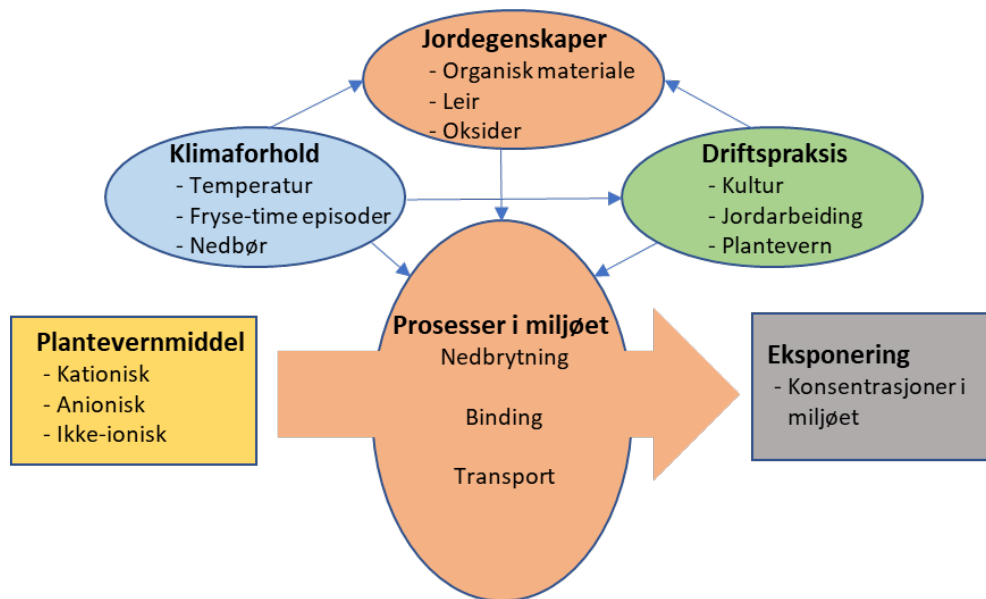


Figur 4: Funn og gjennomsnittlig konsentrasjon av metalaksyl/metalaksyl-M. Kg forbruk i JOVA-felt 1996-2021. (Kilde: JOVA-databasen, NIBIO, 2023. (Data 2019-2021 ikke ferdig rapportert og kvalitetssikret i JOVA)).

1.2.5 Skjebne i miljøet - binding, nedbrytning, effekter i miljøet

Det er en rekke faktorer som påvirker hvilke konsentrasjoner av plantevernmidler som forekommer i miljøet (Figur 5). Mengden som brukes og plantevernmidlenes egenskaper, f.eks halveringstid og bindingen til jordpartikler, betyr mye. Videre er vær og klima, jordegenskaper og dyrkingssystem viktige faktorer. Disse faktorene er viktige hver for seg, men de påvirker også hverandre. Ved lave temperaturer går den mikrobielle nedbrytningen av stoffene langsommere og ved mye nedbør øker avrenningen og/eller utlekkingen. Transport av plantevernmidler skjer i høyere grad nedover i jorda om den består av mye sand og grus, eller om den har mye makroporer. Jordarbeiding påvirker også plantevernmidlenes skjebne. Pløying kutter makroporene, men kan gi mer overflateavrenning og erosjon, mens direktesåing eller lett harving ofte gir mer infiltrasjon av vann og plantevernmidler og mer makroporetransport (Stenrød et al., 2007; Tørresen et al., 2012; Tørresen et al., 2015).

Leirjord og jord med mye organisk materiale kan i større grad binde plantevernmidler enn sandjord og jord med lite organisk materiale (Rasool et al., 2022). Siden jordpartiklene er negativt ladet, vil forbindelser som opptrer som syrer i jordsmonnet og dermed er negativt ladet, slik som ugrasmidlene inkludert i dette prosjektet, bindes i liten grad.



Figur 5. Eksponering i miljøet og faktorer som påvirker transport, binding og nedbrytning av plantevernmidler (Tilpasset etter O.M. Eklo, upubl.)

Det er et mål at kjemiske plantevernmidler i størst mulig grad skal forsvinne fra det biologiske systemet når de har hatt sin tilsiktede virkning på skadegjørere. De skal dermed ikke finnes igjen i mengder av betydning i jord, grunnvann eller overflatevann (Landbruks- og matdepartementet, 2021).

1.3 Bruksområder av overvåkingsdata for plantevernmidler i vann

Overvåkingsdata for plantevernmidler i vannmiljø benyttes pr i dag i første rekke som en indikator for oppfølging av godkjente midler som benyttes i norsk produksjon. Dataene som samles inn gjennom JOVA-overvåkingen etterspørres av industrien i forbindelse med datagrunnlaget som skal sendes inn ved regodkjenning av midler, og Mattilsynet som er nasjonal godkjenningmyndighet, får jevnlig informasjon om utviklingen i funn av plantevernmidler i overvåkingsfeltene og gir årlig innspill om hvilke midler som må inngå i overvåkingen.

Overvåkingen gjennom JOVA-programmet viser mange funn av plantevernmiddelrester i bekkevann, og det er utarbeidet såkalte miljøfarlighetsverdier (MF-verdier) for å kunne foreta en risikovurdering ved påvisning av plantevernmiddelrester i overvåkingsprøvene fra jordbruksbekker. MF-verdiene er utarbeidet i henhold til retningslinjene for miljøkvalitetsstandarder for prioriterte stoffer under Vannforskriften (EC, 2011). Toksitetetsdataene som benyttes til å utarbeide MF-verdiene, hentes fra åpne kilder med data fra godkjenningen av plantevernmidler (Pesticide properties Database, Lewis et al., 2016; EU Pesticides database, DG SANTE) og andre toksisitetstester (bl.a. OPP Pesticide Ecotoxicity Database, US EPA). Vi benytter data fra kroniske toksisitetstester, NOEC (no-effekt-concentration) verdier, i beregningen og velger da data for den mest sensitive vannlevende testorganismen. Avhengig av kvaliteten på datagrunnlaget velges så en sikkerhetsfaktor mellom 5 og 1000 for MF-verdien. MF-verdiene som benyttes i risikovurderingen publiseres på www.nibio.no/jova, under tema Plantevernmidler.

I tråd med rammedirektivet om bærekraftig bruk av plantevernmidler har Norge en nasjonal handlingsplan på dette området. Dagens handlingsplan gjelder perioden 2021-2025 (Handlingsplan for bærekraftig bruk av plantevernmidler 2021-2025; LMD, 2021). Mål med handlingsplanen er å redusere risiko for helse og miljø ved bruk av plantevernmidler og redusere avhengigheten av kjemiske plantevernmidler. Et av delmålene i handlingsplanen refererer til påvisninger av plantevernmidler i

bl.a. overflatevann: «I løpet av planperioden skal andel prøver med funn av nivåer som kan ha effekter på miljøet halveres». Overvåkingsdata fra JOVA-programmet inngår i handlingsplanens datagrunnlag for å kunne si noe om utvikling over tid for forekomst av plantevernmidler i miljøet.

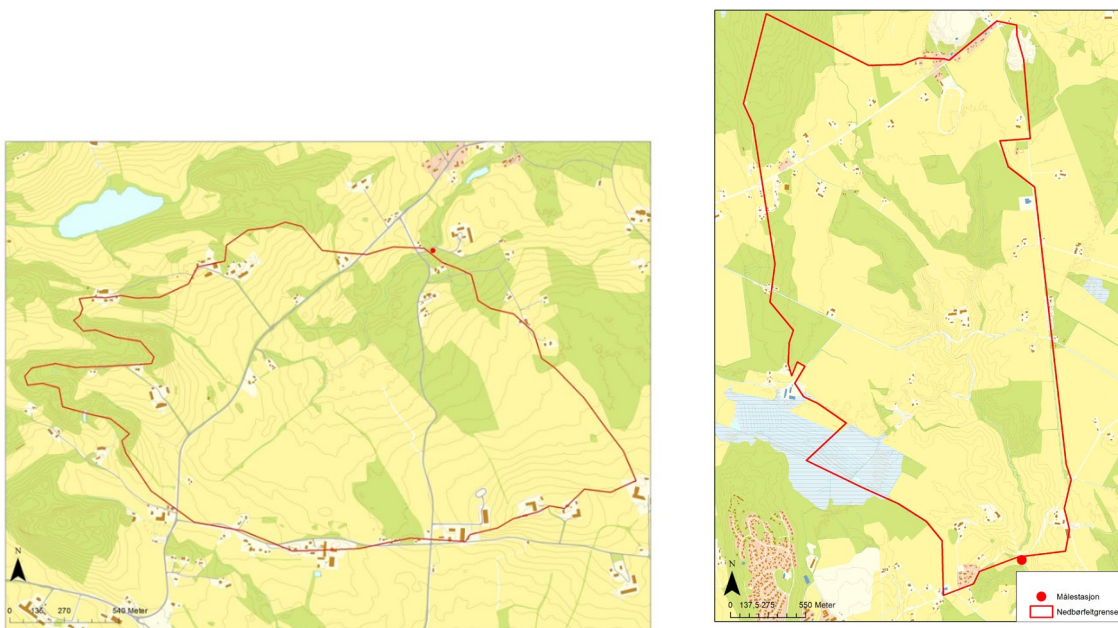
Norge har imidlertid definerte miljømål og handlingsplaner på en rekke områder som inkluderer måling av forekomst av forurensninger i miljøet generelt og vannmiljø spesielt, vurdering av risiko for effekter av disse og/eller klassifisering av tilstandsklasse, samt tiltaksplaner for å oppnå ønsket tilstand. Det er et behov for å utrede nærmere om og på hvilke av disse områdene JOVA-overvåkingsdata kan benyttes (i større grad) for å vurdere måloppnåelse og behov for tiltak.

2 Materiale og metode

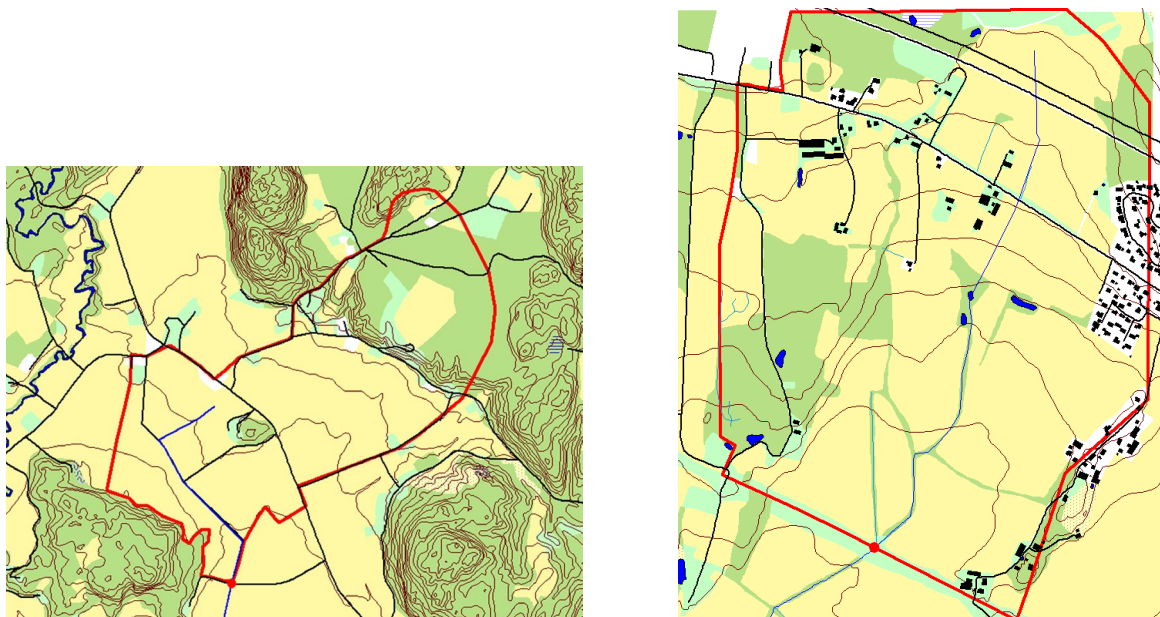
2.1 JOVA overvåkingsfelt og -metodikk

2.1.1 Feltbeskrivelse

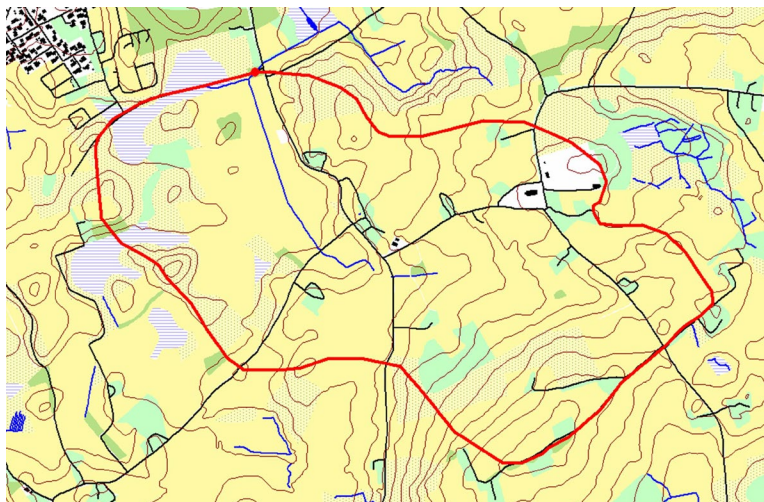
Datagrunnlaget for denne rapporten er hentet fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA; www.nibio.no/jova) og omfatter data fra nedbørfeltene hvor de fire mobile plantevernmidlene er brukt, og hvor det foregår overvåking av både erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler. Figur 6-8 viser kartutsnitt av aktuelle felt fordelt på dominerende driftsform.



Figur 6. Kartutsnitt over nedbørfeltene dominert av korn: Skuterud (venstre) og Mjørdre (høyre)



Figur 7. Kartutsnitt over nedbørfeltene dominert av grønnsaker, potet og korn: Vasshaglona (venstre) og Heia (høyre).



Figur 8. Kartutsnitt over nedbørfeltet dominert av gras: Time.

Tabell 2 viser nøkkelinformasjon om de ulike feltene.

Tabell 2. Nøkkelinformasjon om de studerte nedbørfeltene.

Nedbørfelt	Kommune	Areal (km ²)	Dyrka (%)	Temp (°C)	Nedbør (mm)	Jordart	Driftsform	Startår	Omfang
Skuterud	Ås	4,5	61	5,5	785	Siltig m.leire	Korn	1993	N+E+PLV (fra 1995)
Mørdre	Nes	6,8	65	4,3	665	Silt og leire	Korn	1990	N+E+PLV (fra 1996)
Vasshaglona	Grimstad	0,86	55	6,9	1230	Sandig silt, siltig sand	Grønnsaker, potet og korn	1990	N+E(fra 1998)+PLV (fra 1996)
Heia	Råde	1,6	62	5,6	829	Sand, siltig mellomleire	Korn, grønnsaker, potet	2004	N+E (fra 2010)+PLV (fra 2004)
Time	Tlme	0,97	88	7,1	1189	Siltig mellomsand	Gras	1992	N+E+PLV (1995-2000, fra 2004)

N: næringsstoff (nitrogen, fosfor). E: erosjon (suspendert stoff), PLV: plantevernmidler

Det jordbruksdominerte nedbørfeltet Skuterud ligger i Ås kommune i Akershus (Viken) og har vært med i JOVA-programmet siden 1994. Jordbruksarealet (2770 daa) utgjør 60 % av det totale nedbørfeltarealet på 4,5 km² og feltet domineres av korndyrking. Jordsmonnet består av siltig mellomleire fra marine avsetninger og noe morene. Normaltemperaturen for perioden 1961-1990 var 5,3 °C, mens normalnedbøren i samme periode var 785 mm. Området er karakterisert av varme somre og ustabile vintre.

Mørdrefeltet ligger i Nes kommune i Akershus (Viken). Det totale nedbørfeltarealet er 6,8 km² der 65 % av arealet er jordbruk (4440 daa). Jordbruksarealet består for det meste av kornproduksjon med noe potet, eng og beite. Det er et landskap med ravedaler hvor jordsmonnet er siltavsetninger over leire og store arealer er bakkeplanert. Normalnedbøren er 665 mm og området er karakterisert av innlandsklima.

Vasshaglona ligger i Grimstad kommune i Agder. Det totale nedbørfeltarealet er 0,86 km² der 55 % av arealet er jordbruk (474 daa). Jordbruksarealet består for det meste av grønnsaker og potet. Det er et

landskap med flate jordbruksarealer omgitt av hellende terreng. Jordtypene på feltet varierer fra sandjord til lattleire og ligger på marin avsetning. Normalnedbøren er 1230 mm og området er karakterisert av kystklima med milde vintre og mye nedbør.

Heia ligger i Råde kommune i Østfold (Viken). Det totale nedbørfeltarealet er 1,6 km² der 65 % av arealet er jordbruk (1030 daa). Jordbruksarealet består for det meste av kornproduksjon med noe potet og grønnsaker. Det er et morenelandskap av sand og siltig mellomleire. Normalnedbøren er 829 mm og område er karakterisert av kystklima med milde vintre og tidlig vår.

Time ligger i Time kommune i Rogaland. Det totale nedbørfeltarealet er 0,97 km² der 88 % av arealet er jordbruk (852 daa). Intensivt husdyrhold er dominerende driftsform og jordbruksarealet brukes stor sett til grasproduksjon. Det er et landskap med moreneavsetninger. Normalnedbøren er 1189 mm og er preget av kystklima med milde vintre.

2.1.2 Vannprøvetaking

Det tas ut vannføringsproporsjonale blandprøver ca. hver 14 dag og analysert for plantevernmidler, suspendert stoff, total-fosfor, løst fosfat, total-nitrogen og nitrat. Metodikken for vannprøvetaking i er den samme i alle feltene. Blandprøver til plantevernmiddelanalyse ble tatt ut i vekstsesongen (april-oktober) med utvidet prøvetaking i enkelte år. Ved spesielle nedbørepisoder ble det tatt ut stikkprøver.

2.1.3 Kjemiske analyser av plantevernmiddel

JOVA-overvåkingen inkluderer rutinemessig analyse for ca. 110 ulike plantevernmidler i bekkevann gjennom vekstsesongen. Informasjon om gjeldende søkespekter finnes på www.nibio.no/lab (metodene M101 og M15) mens informasjon om (utviklingen i) søkespekter gjennom overvåkingsperioden fram til og med 2018 finnes i Bechmann mfl. (2021).

2.2 Datamateriale og analysemetodikk

Gjennom JOVA-programmet overvåkes konsentrasjoner av plantevernmidler i bekker i jordbruksdominerte nedbørfelt gjennom vekstsesongen. Det måles avrenning og tap av næringsstoffer og suspendert stoff i bekken gjennom hele året. Samtidig samles det inn informasjon om driftspraksis (bl.a. gjødsling, sprøyting og jordarbeiding), samt at det registreres nedbør i nedbørfeltet til jordbruksbekken. Detaljer om metodikken i JOVA-programmet finner du på www.nibio.no/jova.

2.2.1 Datamateriale

Denne rapporten baserer seg i hovedvekt på analyser fra JOVA med data fra følgende nedbørsfelt og periode:

Tabell 4. Informasjon om plantevernmiddel, nedbørsfelt og overvåkingsperiode inkludert i det analyserte datasettet.

Plantevernmiddel	Nedbørsfelt	Periode
MCPA	Skuterud	1995-2020
	Mørdre	1996-2020
	Time	1995-2020
Metribuzin	Vasshaglona	1995-2020
	Heia	2004-2020
Bentazon	Vasshaglona	1995-2020
	Time	1995-2020
Metalaksyl	Heia	2004-2020
	Vasshaglona	1995-2020

Følgende datauttrekk fra JOVA databasen har blitt foretatt i overvåkingsperioden fra de nevnte nedbørsfeltene:

- Bruk og funn av det aktuelle plantevernmiddelet
- Nedbør og avrenning
- Driftspraksis (sprøytet areal (tidspunkt, dose), pløyd og harvet areal)

Tabell 5 viser faktorer som er tilgjengelig og benyttet i tolkningen av data.

Tabell 5. Tilgjengelige data benyttet i studien for å forstå funn og betydningen av ulike påvirkningsfaktorer.

Parameter	Detaljer
Nedbør	dato, mengde/intensitet, varighet
Avrenning	dato, mengde/intensitet, varighet
Sprøyting med plantevernmiddel	dato, mengde, skifte, areal
Funn plantevernmiddel	dato, mengde/konsentrasjon

2.2.2 Statistiske analyser

Innledende analyser for alle de ulike datasettene (hver tilgjengelige kombinasjon av plantevernmiddel og overvåkingsfelt) er foretatt i Rstudio. Korrelasjons- og variansanalyser er foretatt både for originalkonsentrasjoner (eventuelt etter transformasjon til normalfordeling) og på kategoriske data (eks. funn/ikke funn; 0/1).

Data om funn av ugrasmidlet MCPA fra feltene Skuterud og Mørdre er analysert mer i detalj med statistiske metoder for om mulig å tilpasse en regresjonsmodell med nedbør, avrenning, sprøyting og jordarbeiding som aktuelle forklaringsvariable. Potensielle prediktorer for modellene, som er undersøkt separat for de to overvåkingsfeltene, inkluderte:

nb: nb_mm (nedbør i millimeter)
avr_x: avrenning.*x* (avrenningsvolum i millimeter)
sa: Sproyt_areal (sprøytet areal*)
sd: Sproyt_dose (sprøytet dose*)
ja: Jb_areal_sum (areal jordarbeidet (pløying og harving)*)
sapf: Sproyt_areal_perioden_før (sprøytet areal**)
sdpf: Sproyt_dose_perioden_før (sprøytet dose**)
japf: Jb_areal_sum_perioden_før (areal jordarbeidet (pløying og harving)**)

Merknader:

* i løpet av blandprøveperioden MCPA-konsentrasjonen representerer, oftest en 14-dagers periode

** i løpet av blandprøveperioden forutfor den perioden MCPA-konsentrasjonen representerer

Statistikkprogramvaren SAS (SAS Institute Inc.) er benyttet i dette arbeidet.

2.3 Litteraturgjennomgang

Det er gjort en gjennomgang av et utvalg relevant litteratur knyttet til liknende overvåkingsprogrammer i Norden/Europa/Nord Amerika, med det formål å belyse aktuelle bruksområder av slike overvåkingsdata, samt tolknings- og analysemuligheter av JOVA-overvåkingsdata slik de framstår pr i dag.

Søkefraser som er brukt:

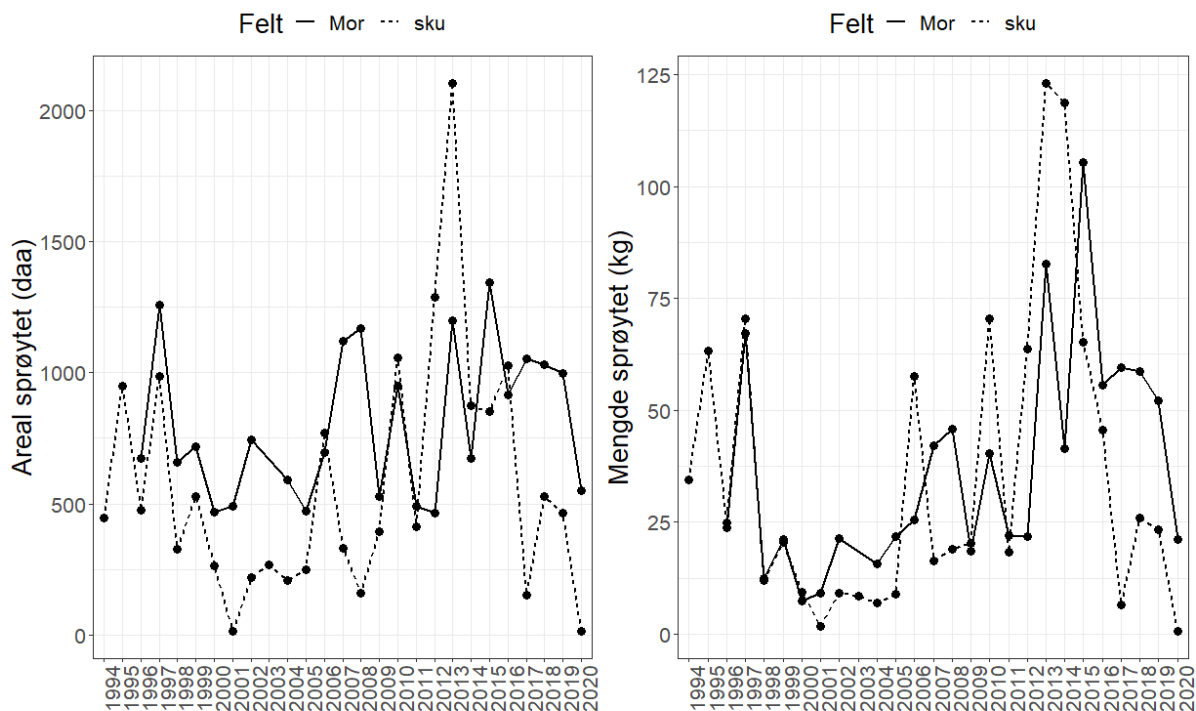
- Pesticides AND monitoring AND long-term
- Risk assessment AND pesticide* AND monitoring AND environment OR water
- Environmental quality standard AND pesticide AND monitoring

3 Resultater og diskusjon

3.1 Bruk av de utvalgte plantevernmidlene i JOVA overvåkingsfelt

3.1.1 MCPA

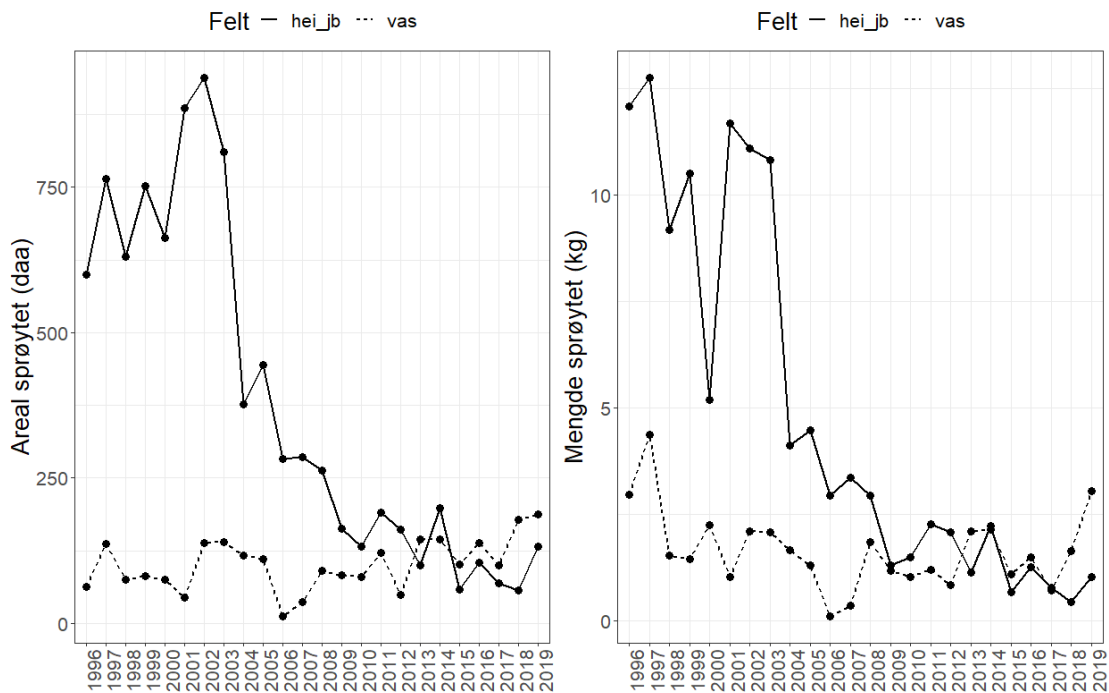
Ugrasmiddelet MCPA har blitt brukt i de korndominerte feltene Skuterud og Mørdre (Figur 9). Bruken av middelet har økt gjennom overvåkingsperioden i begge felt.



Figur 9. Areal (daa) og mengde (kg) MCPA sprøytet i Skuterud (sku-stiplet linje) i overvåkingsperioden 1994-2020 og Mørdre (Mor-heltrukket linje) i overvåkingsperioden 1996-2020.

3.1.2 Metribuzin

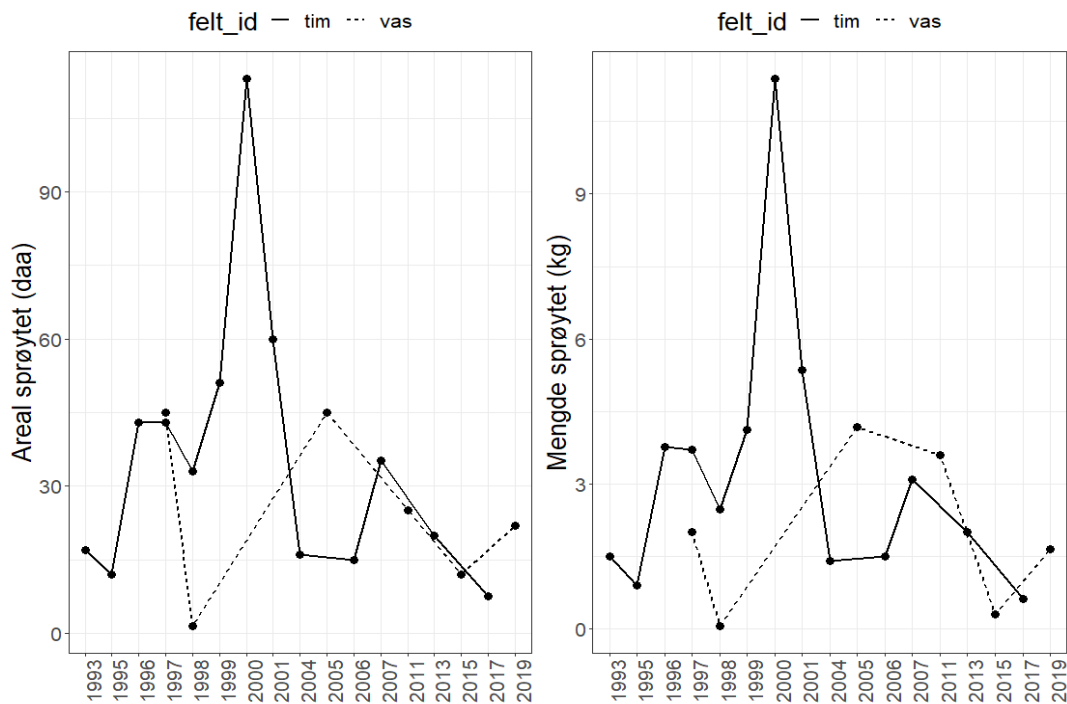
Metribuzin er brukt i overvåkingsfeltene dominert av korn og poteter (Heia), samt grønnsaker og poteter (Vasshaglona; Figur 10). Bruken i Vasshaglona har vært relativt stabilt gjennom overvåkingsperioden. I Heia var Metribuzin særlig mye brukt i perioden 1996-2003, mens bruken er redusert de senere årene.



Figur 10. Areal (daa) og mengde (kg) Metribuzin sprøytet i Vasshaglona (vas -stiplet linje) og Heia (hei_jb-heltrukken linje) i overvåkingsperioden 1996-2019. NB: Ulik plassering av målestasjon i perioden 1996-2003 og i perioden etter 2003 for Heia.

3.1.3 Bentazon

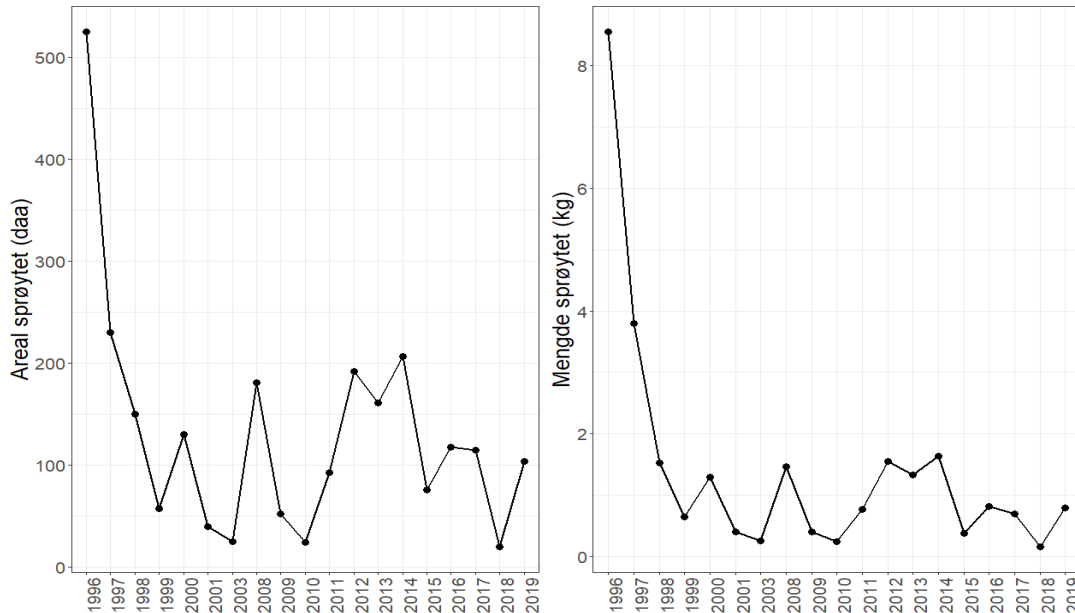
Bentazon er brukt i Vasshaglona (grønnsaker og poteter) og i Time som er dominert av eng og beite. Det største arealet sprøytet med Bentazon ble registrert i 2000.



Figur 11. Areal (daa) og mengde (kg) Bentazon sprøytet i Vasshaglona (vas -stiplet linje) og Time (tim-heltrukken linje) i overvåkingsperioden 1993-2019 for Time og 1997-2020 for Vasshaglona. NB: ingen registrert bruk 1999-2000 i Vasshaglona.

3.1.4 Metalaksyl

Det ble registrert bruk av Metalaksyl i Heia (korn og poteter; Figur 12). Foruten det første året (1996) har bruken holdt seg relativt stabil gjennom overvåkingsperioden.



Figur 12. Areal (daa) og mengde (kg) Metalaksyl sprøytet Heia (hei_jb-heltrukken linje) i overvåkingsperioden 1996-2019. NB: Ulik plassering av målestasjon i perioden 1996-2003 og i perioden etter 2003 for Heia.

3.2 Funn av de utvalgte plantevernmidlene i bekkevann i JOVA-felt

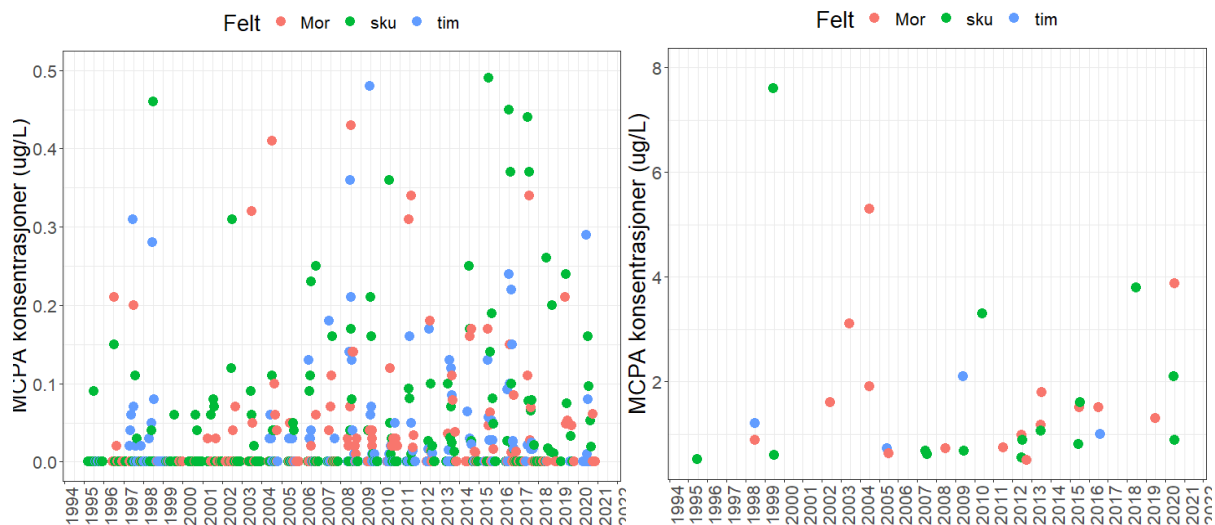
3.2.1 MCPA

Andelen funn av MCPA i prøvene i overvåkingsperiodene varierer fra 31 % i Skuterud til 35 % i Mørdre og Time (Tabell 6). Det ble målt høyere konsentrasjon i Skuterud (7,6 µg/L) sammenlignet med Mørdre (5,3 µg/L) og Time (2,1 µg/L) (Tabell 6; Figur 13; høyre). Gjennomsnittlig konsentrasjon var derimot høyere i Mørdre sammenlignet med Skuterud.

Tabell 6. Gjennomsnittskonsentrasjoner og maksimumskonsentrasjoner av prøver analysert for MCPA i Skuterud, Mørdre og Time i overvåkingen.

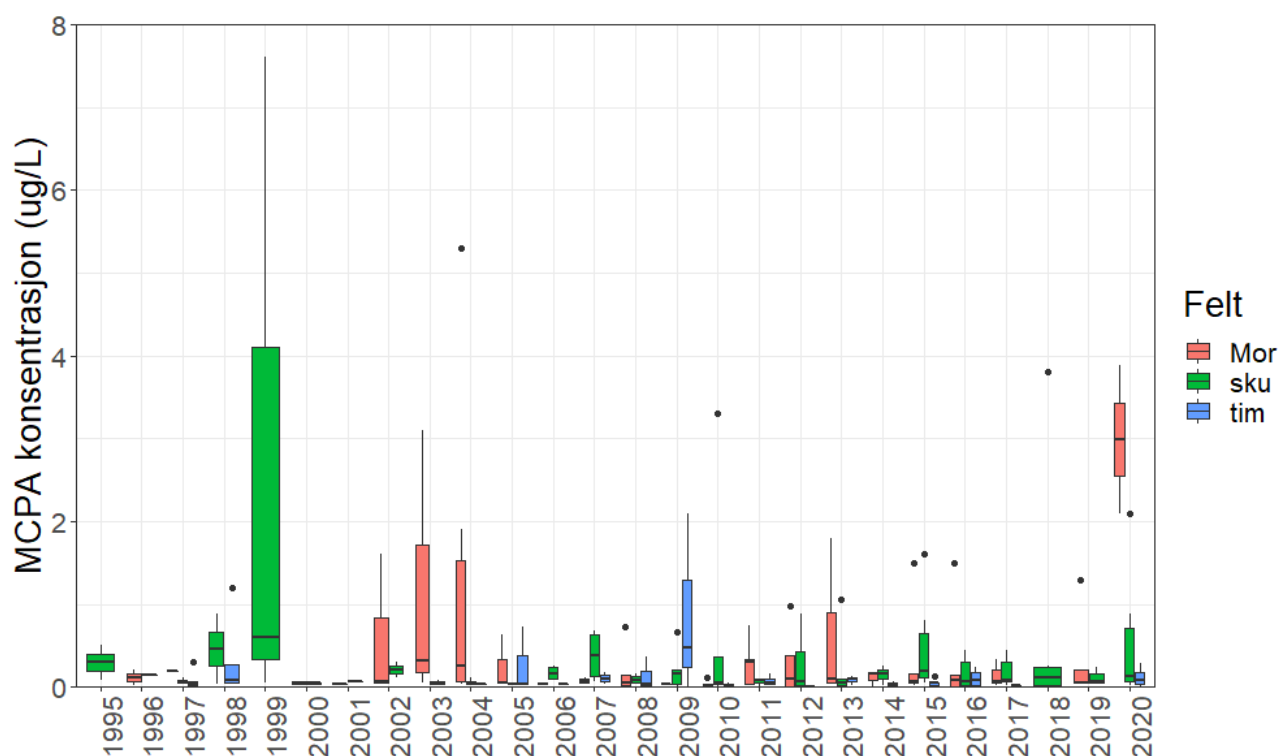
Nedbørsfelt	Ant. prøver analysert	Ant. prøver med funn (%)	Gjennomsnittskonsentrasjon (µg/L)*	Maksimumskonsentrasjon (µg/L)
Skuterud	322	31	0,11	7,6
Mørdre	264	35	0,14	5,3
Time	252	35	0,05	2,1

*inkluderer null-verdier.



Figur 13. MCPA konsentrasjoner (µg/L) i Mørdre (rød), Skuterud (grønn) og Time (blå) i overvåkingsperioden 1995-2020. Venstre: MCPA målt i området 0.0-0.5 µg/L. Høyre: MCPA målt i området 0.5-8.0 µg/L.

Faktorer som nedbørfeltkarakteristika, driftsform, bruk av plantevernmiddel, jordtype og klima har betydning for funn av plantevernmiddel i bekker og elver (Figur 5). Størrelsen på nedbørfeltet i forhold til sprøytet areal avgjør hvor mye fortykning det blir da mer vann fra usprøytet areal også blir fanget opp. Prosesser som bryter ned og holder tilbake plantevernmidlene er også større i større nedbørfelt (Bechmann et al., 2021). Mørdre har et større nedbørfelt (6,8 km²) enn Skuterud (4,5 km²), og effekten av nedbrytning og tilbakeholdelse kan være større her. Areal registrert sprøytet har derimot generelt vært større i Mørdre (foruten 2010-2013) som har en motvirkende effekt (Figur 9). Time, til tross for å ha mindre nedbørfeltareal (0,97 km²), har lavere bruk av MCPA. Mørdre og Skuterud er dominert av jordarter med silt og leire hvor overflateavrenning og tilstedeværelsen av makroporer kan føre til rask transport av plantevernmiddel til drengroftene og ut i vassdraget. Det har generelt vært registrert flest funn av plantevernmidler på slike jordarter (Bechmann et al., 2021). Utvasking skjer også på sandige jordarter som i Time.



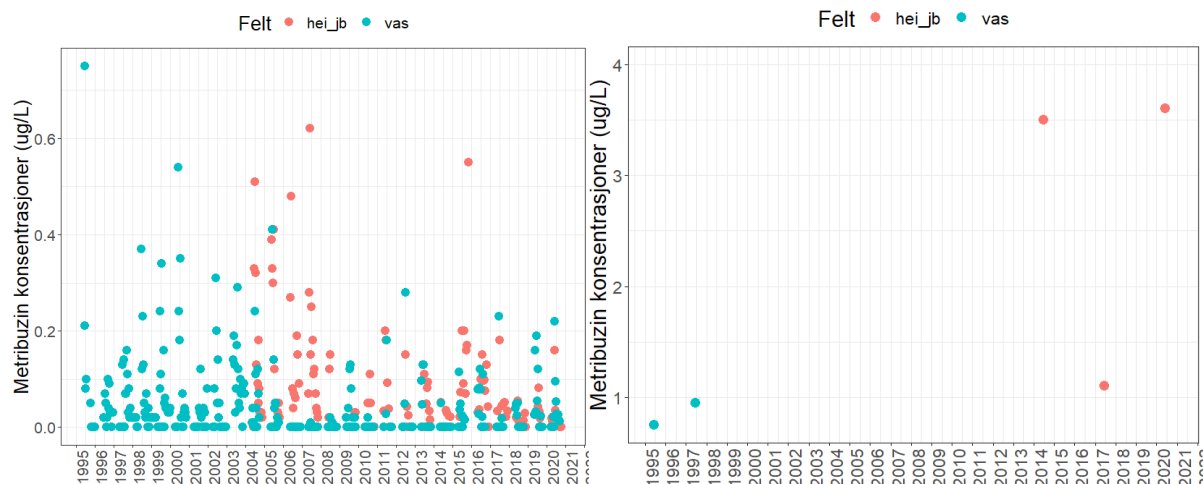
Figur 14. Boxplot: MCPA konsentrasjoner (ug/L) i Mørdre (rød), Skuterud (grønn) og Time (blå) i overvåkingsperioden 1995-2020. Nullverdier (ikke påvist over LOQ) er ikke inkludert.

3.2.2 Metribuzin

Andelen funn av Metribuzin i prøvene i overvåkingsperiodene varierer fra 50 % i Vasshaglona til 73 % i Heia (Tabell 7). Det ble målt høyere konsentrasjon i Heia (3,6 µg/L) sammenlignet med Vasshaglona (0,95 µg/L) (Tabell 7; Figur 15; høyre). Gjennomsnittlig konsentrasjon var også høyere i Heia sammenlignet med Vasshaglona.

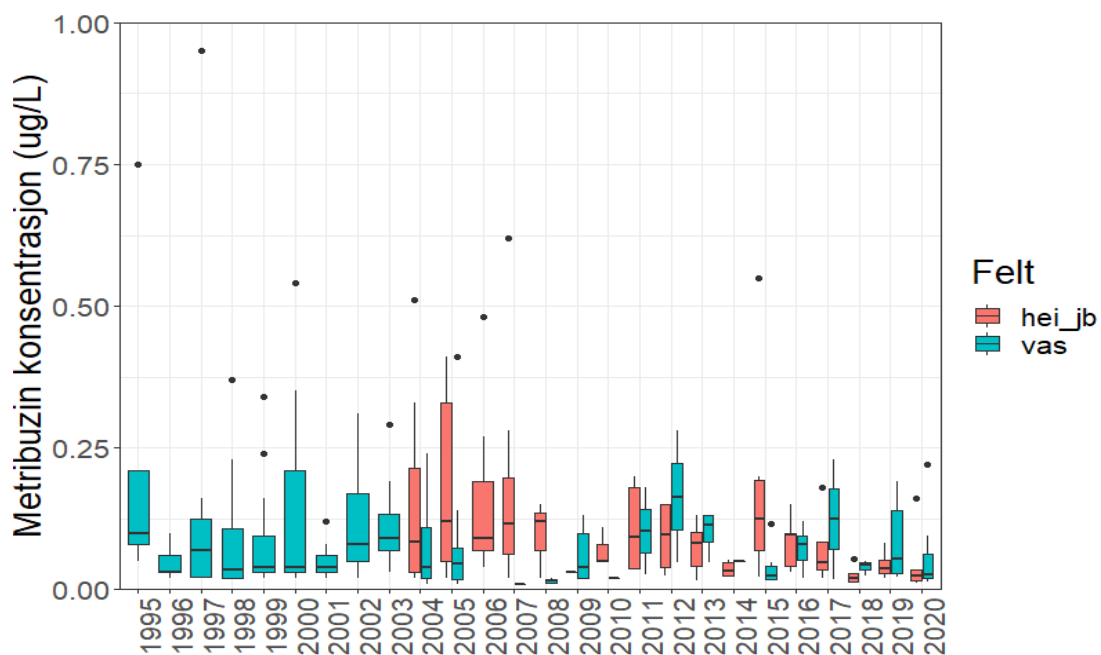
Tabell 7. Gjennomsnittskonsentrasjoner, maksimumskonsentrasjoner av prøver analysert for Metribuzin i Vasshaglona og Heia i overvåkingsperioden.

Nedbørsfelt	Ant. prøver analysert	Ant. prøver med funn (%)	Gjennomsnittskonsentrasjon (ug/L)	Maksimumskonsentrasjon (ug/L)
Vasshaglona	344	50	0,05	0,95
Heia	161	73	0,13	3,6



Figur 15. Metribuzinkonsentrasjoner (ug/L) i Vasshaglona (blå) og Heia (rød) i overvåkingsperioden 1995-2020. Venstre: Metribuzin målt i området 0.0-0.8 µg/L. Høyre: Metribuzin målt i området 0.8-4.0 µg/L.

Sprøyta areal og mengde har generelt vært større i Heia sammenlignet med Vasshaglona i perioden 2004-2012 (Figur 10). Noe som kan være med å forklare den høyere gjennomsnittskonsentrasjonen, samt andelen funn i prøvene målt i Heia. Bruken kan derimot ikke forklare maksimalkonsentrasjonene som er målt i Heia (Figur 15; høyre). Heia og Vasshaglona er sammenlignbare mht. størrelse på nedbørfelt (0,9 til 1,6 km²). Begge nedbørfelt er dominert av sandige jordarter. Heia har derimot mer innslag av leire hvor makroporetransport kan foregå, og høye konsentrasjoner kan forekomme.



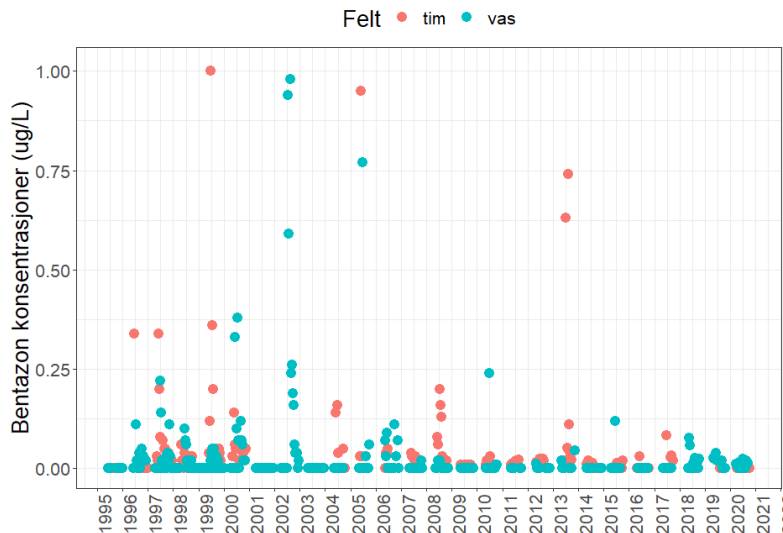
Figur 16. Boxplot: Metribuzin konsentrasjoner (ug/L) i Mørdre (rød), Skuterud (grønn) og Time (blå) i overvåkingsperioden 1995-2020. Nullverdier (ikke påvist over LOQ) er ikke inkludert. Tre verdier over 1 ug/L vises ikke; disse er fjernet fra figuren for at selve boxplottene skal være godt nok synlige.

3.2.3 Bentazon

Andelen funn av Bentazon i prøvene i overvåkingsperiodene varierer fra 28 % i Vasshaglona til 49 % i Time (Tabell 8). Gjennomsnitt- og maksimalkonsentrasjonen er sammenlignbar i de to feltene (Tabell 8; Figur 17).

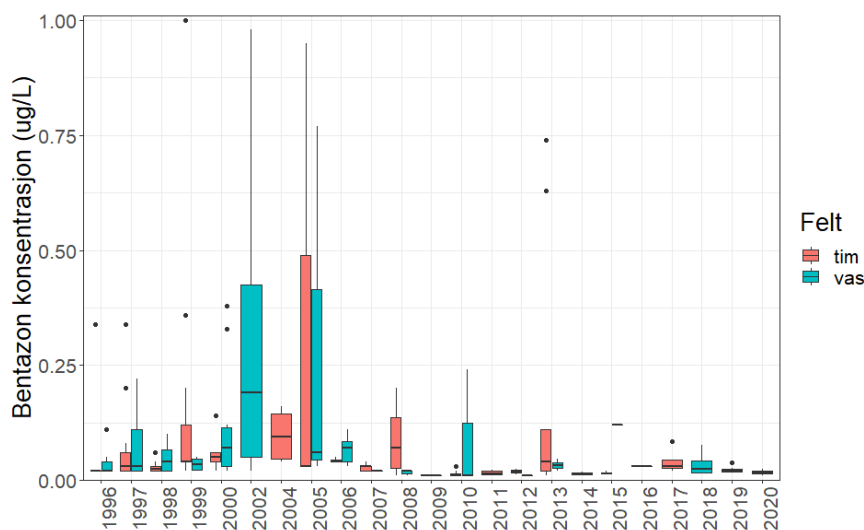
Tabell 8. Gjennomsnittskonsentrasjoner, makskonsentrasjoner av prøver analysert for Bentazon i Vasshaglona og Time i overvåkingsperioden.

Nedbørsfelt	Ant. prøver analysert	Ant. prøver med funn (%)	Gjennomsnittskonsentrasjon (ug/L)	Maksimumkonsentrasjon (ug/L)
Vasshaglona	344	28	0,02	0,98
Time	252	49	0,04	1,00



Figur 17. Bentazonkonsentrasjoner (ug/L) i Time (rød) og Vasshaglona (blå) i overvåkingsperioden 1995-2020.

Sprøyta areal og mengde var høy i Time i 1999-2001, og er med på å forklare den høye konsentrasjonen målt i 1999 (Figur 11). Time og Vasshaglona er sammenlignbare mht. størrelse på nedbørfelt (0,9 til 1,6 km²), men andelen dyrka mark er større i Time enn i Vasshaglona (Tabell 2). Begge nedbørfelt er dominert av sandige jordarter, og årlig nedbør er sammenlignbar (1189-1230 mm). Største forskjellen mellom feltene er driftsform - Time er dominert av gras, mens Vasshaglona er dominert av grønnsaker, poteter og korn.



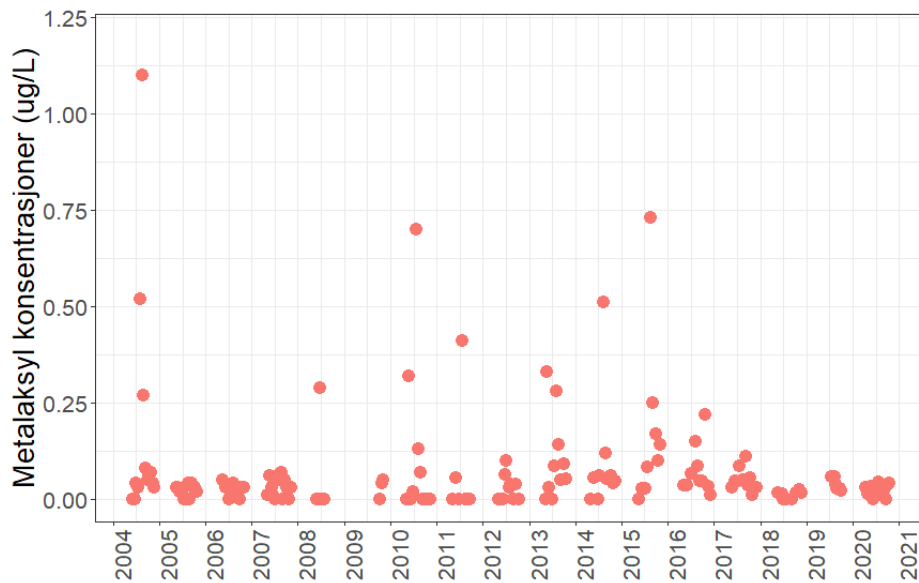
Figur 18. Boxplot: Bentazonkonsentrasjoner (ug/L) i Vasshaglona (rød) og Time (blå) i overvåkingsperioden 1995-2020. Nullverdier (ikke påvist over LOQ) er ikke inkludert.

3.2.4 Metalakstyl

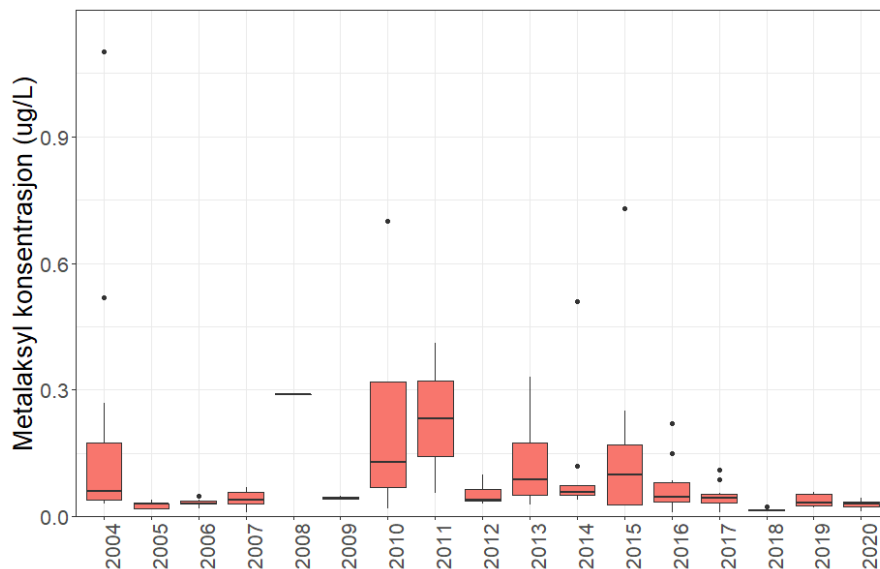
Andelen funn av Metalakstyl i prøvene i overvåkingsperiodene i Heia var 75 % (Tabell 9). Gjennomsnitt- og maksimumkonsentrasjonen var generelt lav (Tabell 9; Figur 19).

Tabell 9. Gjennomsnittskonsentrasjoner, makskonsentrasjoner av prøver analysert for Metalakstyl i Heia i overvåkingsperioden.

Nedbørsfelt	Ant. prøver analysert	Ant. prøver med funn (%)	Gjennomsnittskonsentrasjon (ug/L)	Maksimumkonsentrasjon (ug/L)
Heia	161	75	0,07	1,1



Figur 19. Metalakstylkonsentrasjoner (ug/L) i Heia i overvåkingsperioden 2004-2020.



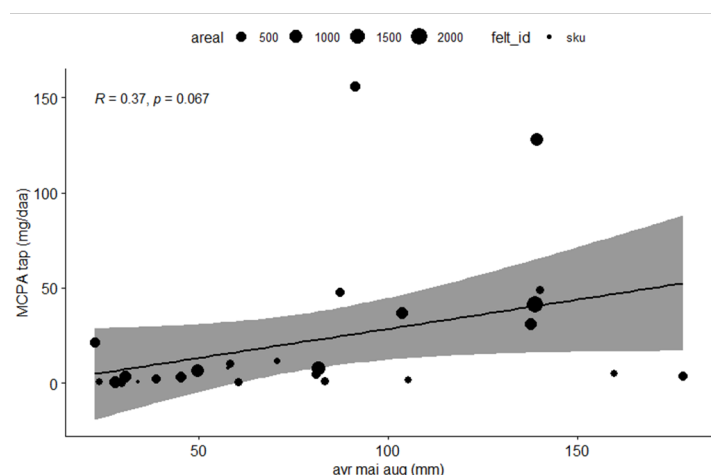
Figur 20. Boxplot: Metalakstylkonsentrasjoner (ug/L) i Heia i overvåkingsperioden 2004-2020. Nullverdier (ikke påvist over LOQ) er ikke inkludert.

3.3 Analyser av sammenhenger mellom plantevernmiddekkonsentrasjoner og andre faktorer

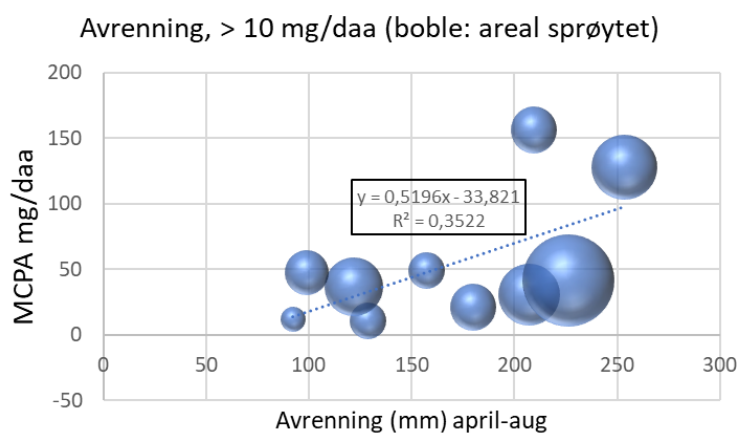
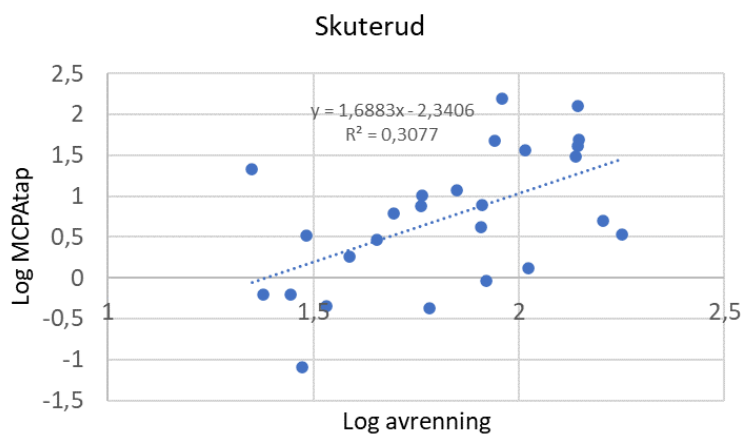
3.3.1 MCPA

Målte konsentrasjoner av plantevernmiddel er et resultat av egenskapene til de ulike nedbørfeltene som mengde sprøytet, værforhold, jordarbeiding, jordegenskaper, topografi, samt valg av vekster. Været har stor betydning for omfanget av funn og tidspunkt for nedbør betyr mye. Generelt påvises de høyeste konsentrasjonene etter nedbør kort tid etter sprøyting. Mye nedbør og/eller vanning kort tid etter sprøyting i sommerhalvåret kan medføre utvasking av plantevernmidler og funn i betydelige konsentrasjoner.

Ser en på plantevernmiddektap (mg/daa jordbruksareal) og avrenning i vekstsesongen (mai t.o.m. august), måles de høyeste tapene i Skuterud når avrenningen er høyere enn 80 mm (Figur 21). Sammenhengen mellom tap av MCPA og avrenning er derimot ikke entydig, noe som tyder på at andre faktorer har betydning for tapene (Figur 22a). I kombinasjon med stor andel sprøyting kan høy avrenning være en viktig årsak til de høyeste tapene i Skuterud (Figur 22b). Det var en enda svakere sammenheng mellom tap av MCPA og avrenning i Mørdre ($R=0,19$; $p=0,37$) og Time ($R=0,26$; $p=0,25$).

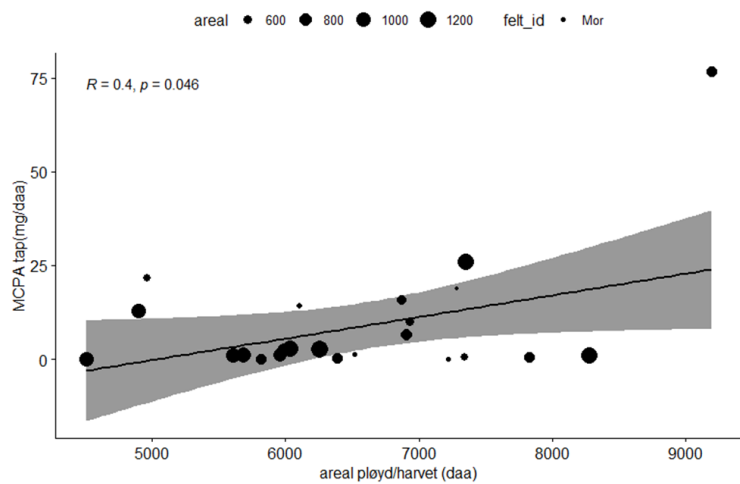


Figur 21. MCPA tap (mg/daa jordbruksareal) og avrenning i vekstsesongen (mai t.o.m. august) (mm) i Skuterud.



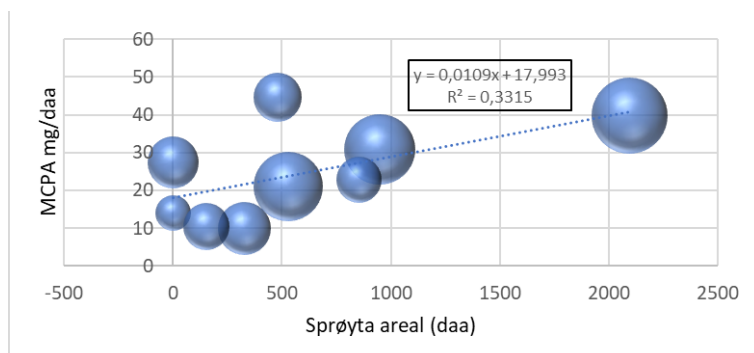
Figur 22. a) MCPA tap (mg/daa jordbruksareal) og avrenning (mm) i Skuterud (log-log) (øverst); b) MCPA tap (mg/daa jordbruksareal) ved høy avrenning (>80 mm) (nederst).

Det er en svak sammenheng ($p=0,046$) mellom tap av MCPA og areal jordarbeidet (pløyd eller harvet) i Mørdre (Figur 23). Høyeste tapet ble målt i 1999 da jordarbeidingen var på sitt høyeste. Avrenningen og sprøytet areal var derimot moderat (hhv. ~ 50 mm og ~ 750 daa) det året. Det ble ikke påvist sammenheng mellom tap av MCPA og jordarbeiding i Skuterud ($R=-0,19$; $p=0,35$) og Time ($R=-0,17$; $p=0,47$).



Figur 23. MCPA tap (mg/daa) og jordarbeiding (areal pløyd/harva) i Mørdre.

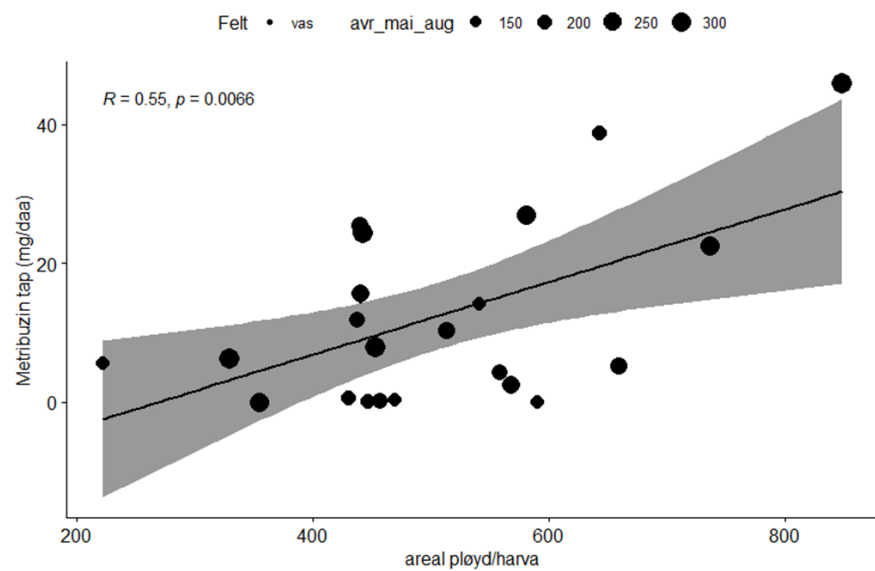
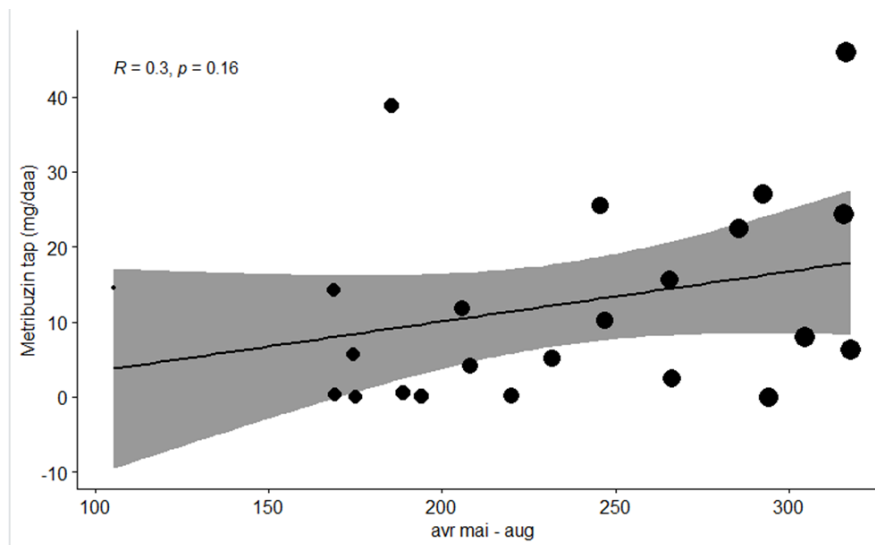
Det var ikke sammenhenger mellom tap av MCPA og areal sprøytet fra mai t.o.m august for Skuterud ($R=0,25$; $p=0,21$), Mørdre ($R=-0,1$; $p=0,63$) og Time ($R=0,17$; $p=0,51$). Ser en derimot på MCPA tap høyere enn 5 mg/daa og ekskluderer de to høyeste tapene av MCPA fra datasettet var sammenhengen noe bedre (Figur 24).



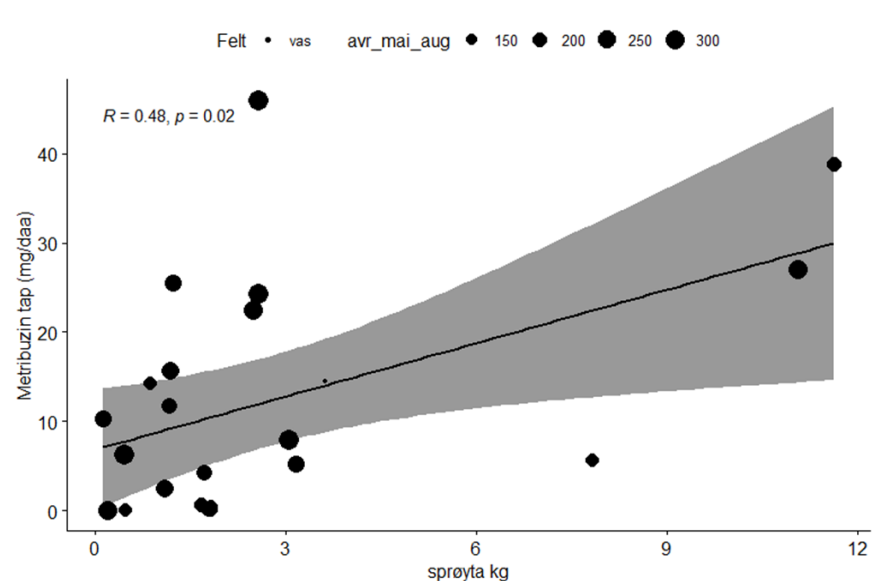
Figur 24. MCPA tap (mg/daa) og sprøytet areal i Skuterud. Større bobler representerer høyere avrenning.

3.3.2 Metribuzin

Tap av Metribuzin (mg/daa) og avrenning i vekstsesongen (mai t.o.m. august) har en svak sammenheng (Figur 25a). Det høyeste tapet ble målt da også den høyeste avrenningen ble registrert. I kombinasjon med jordarbeiding kan høy avrenning være en viktig årsak til de høyeste tapene (Figur 25b). Vasshaglona viste ingen sammenheng mellom Metribuzin og suspendert stoff (SS) ($R=0,06$; $p=0,49$), samt Metribuzin og total fosfor (TP) ($R=0,047$; $p=0,59$). Heia viste en statistisk signifikant sammenheng (SS: $R=0,49$; $p<0,01$; TP: $R=0,35$; $p<0,05$). Motsatt trend viste seg for totalnitrogen (TN), hvor Vasshaglona viste bedre sammenheng ($R=0,28$, $p<0,01$) enn Heia ($R=0,031$, $p>0,05$). I Heia er det i JOVA-overvåkingen rapportert om næringsavrenning fra annen kilde enn frilandsproduksjon og dette kan være en årsak til dårligere sammenheng her (Hauken et al., 2017). Basert på sammenhengene mellom Metribuzin til SS og TP i Heia kan erosjon framstå som en transportvei. Metribuzin bindes svakt til mineraljord. Nitrogen transporteres i størst grad med vannet og sammenhengen mellom Metribuzin og totalnitrogen indikerer at tilsvarende også er en viktig transportvei for metribuzin. Heia er et nedbørfelt med mer leirholdig jord sammenlignet med Vasshaglona som har mer silt og sand.



Figur 25. a) Metribuzintap (mg/daa) og avrenning (mm) i Vasshaglona (øverst). b) Metribuzintap (mg/daa) og areal pløyd/harvet i Vasshaglona (nederst).



Figur 26. Metribuzintap (mg/daa) og sprøyta mengde (kg) i Vasshaglona.

3.3.3 Bentazon

Det ble bare undersøkt for sammenhenger mellom målte konsentrasjoner av Bentazon i blandprøvene og ulike faktorer. Det var ingen/svake sammenhenger mellom konsentrasjoner av Bentazon og avrenning, samt for sprøytemengde og jordarbeidingsareal for Vasshaglona ($p > 0,05$) og Time ($p > 0,05$). Det ble bare testet for avrenning i blandprøveperioden, og fremtidige undersøkelser bør se på avrenning i periodene før blandprøveperioden, særlig i kombinasjon med sprøytetidspunkt. Det var en samvariasjon mellom målte konsentrasjoner av Bentazon og SS og TP i Time ($p < 0,05$) og for Bentazon og TN i Vasshaglona ($p < 0,05$).

3.3.4 Metalaksyl

Det ble bare undersøkt for sammenhenger mellom målte konsentrasjoner av metalaksyl i blandprøvene og avrenning, TP, TN og SS. Det var svak sammenheng mellom målte konsentrasjoner av Metalaksyl og avrenning i blandprøveperiodene ($p < 0,05$). Det var derimot en samvariasjon mellom Metalaksyl og total fosfor ($R = 0,25$, $p < 0,05$).

3.4 Statistiske forklaringsmodeller for funnkonsentrasjoner av MCPA

Resultatene av testing av potensielle statistiske forklaringsmodeller for funnkonsentrasjoner av MCPA er kort oppsummert under.

3.4.1 Skuterud

Dataene som er inkludert i modelltestingen kommer fra feltet Skuterud i tiden fra mars 1995 til oktober 2020. Totalt er det observasjoner fra 314 perioder. Aktuell responsvariabel er konsentrasjon av plantevernmiddelet *mcpa*. Potensielle prediktorer er listet opp i Tabell 10.

Tabell 10. Prediktorer for responsvariabel *mcpa* inkludert i modelltesting for Skuterud.

Prediktor	Forklaring*
nb: nb_mm	Nedbør i aktuell måleperiode, millimeter
avrx: avrenning.x	Avrenning i aktuell måleperiode, millimeter
sa: Sproyrt_areal	Sprøytet areal i aktuell måleperiode, dekar
sd: Sproyrt_dose	Gjennomsnittlig sprøytet dose i aktuell måleperiode, mg eller mL pr dekar
ja: Jb_areal_sum	Jordarbeidet areal i aktuell måleperiode, dekar
sapf: Sproyrt_areal_perioden_før	Sprøytet areal i foregående måleperiode, dekar
sdpf: Sproyrt_dose_perioden_før	Gjennomsnittlig sprøytet dose i foregående måleperiode, mg eller mL pr dekar
japf: Jb_areal_sum_perioden_før	Jordarbeidet areal i foregående måleperiode, dekar

*Aktuell måleperiode henviser til perioden som funnkonsentrasjonene er hentet fra, foregående måleperiode henviser til perioden før perioden som funnkonsentrasjonene er hentet fra.

Av de 314 observerte verdiene for *mcpa* er 215 lik 0 og 99 større enn 0. Av *mcpa* verdiene større enn null er ca. 75 % mindre enn 0.26, mens største verdi er 7.6, observert 17.06.1999. Det er valgt å transformere *mcpa* til en binær respons variabel, *mcpa01*:

$$y = mcpa01 = \begin{cases} 0, & \text{hvis } mcpa = 0 \\ 1, & \text{hvis } mcpa > 0 \end{cases} \quad (1)$$

Videre er det modellert sannsynligheten for at *mcpa* er større enn null, altså $P(mcpa > 0) = P(y = 1)$

(vi kunne alternativt modellert $P(mcpa = 0)$ fordi $P(mcpa = 0) = P(y = 0) = 1 - P(y = 1)$).

Alle testede modeller er logistiske regresjonsmodeller som kan skrives på formen

$$P(mcpa > 0) = P(y = 1) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 + \dots + \beta_k \cdot x_k}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 + \dots + \beta_k \cdot x_k}} \quad (2)$$

I (2) er x_1, x_2, \dots, x_k en eller flere av de potensielle prediktorene og/eller produktledd og 2. gradsledd av disse prediktorene. Vi har også brukt forskjellige metoder for "automatisk" utvelgelse av viktige utvalg av x_1, x_2, \dots, x_k . I denne prosessen med utvelgelse av viktige $x_j - \text{er}$ har vi vektlagt blant annet at de aktuelle $x_j - \text{ene}$ skal ha signifikant bidrag i modellen [små p-verdier] og ikke være spesielt multikolineære [lave VIF verdier]. Vi har også ønsket at modellen bør være så enkel som mulig [færrest mulig $x_j - \text{er}$] og tilpasse seg dataene best mulig [lave AIC, AICC, BIC, ... verdier].

Den modellen som best estimerte dataene etter disse utvelgelseskriteriene var:

$$P(mcpa_i > 0) = P(y_i = 1) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot nb_i + \beta_2 \cdot avrx_i + \beta_3 \cdot sd_i + \beta_4 \cdot sdpf_i}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot nb_i + \beta_2 \cdot avrx_i + \beta_3 \cdot sd_i + \beta_4 \cdot sdpf_i}} \quad (3)$$

I (3) er $mcpa_i$ og y_i verdiene til henholdsvis $mcpa$ og y i periode i . nb_i , $avrx_i$ og sd_i er verdiene til henholdsvis nb , $avrx$ og sd i periode i . $sdpf_i$ er verdien til sd i perioden $i - 1$, altså $sdpf_i = sd_{i-1}$. β_0 , β_1 , β_2 , β_3 og β_4 er parametere hvis verdier estimeres ved hjelp av dataene.

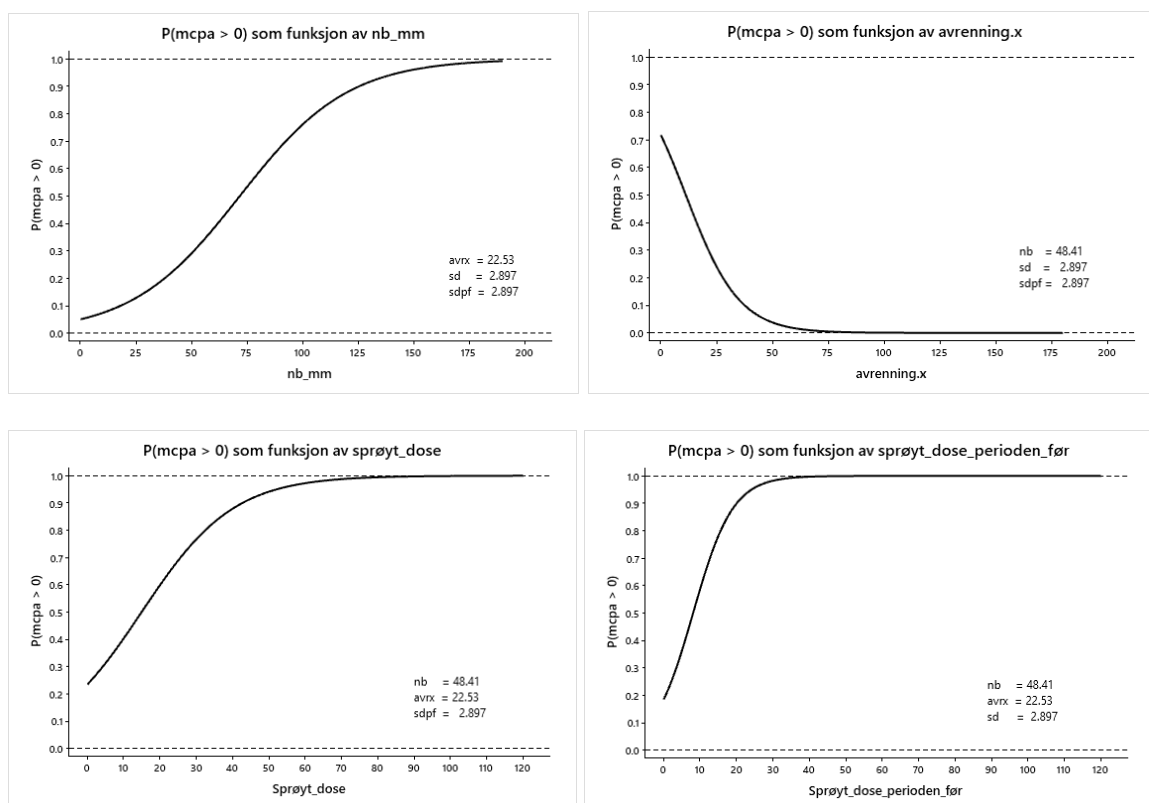
Estimater for β_0 , β_1 , β_2 , β_3 og β_4 , deres standard feil, etc. er gitt i Tabell 11 nedenfor.

Tabell 11: Parameterestimater og modellvurderingskriterier for overvåkingsdata for MCPA for Skuterud overvåkingsfelt.

Parameter	Estimat	Standard feil	Z – verdi	P – verdi	VIF
β_0	-1.8144	0.2940	-6.17	< 0.0001	
β_1 (nb)	0.04094	0.00685	5.98	< 0.0001	1.75
β_2 (avrx)	-0.0835	0.0147	-5.66	< 0.0001	1.76
β_3 (sd)	0.0791	0.0257	3.08	0.0021	1.01
β_4 (sdpf)	0.1837	0.0591	3.11	0.0019	1.01
AIC = 252.74					

P – verdi er p-verdien knyttet til hypotesen $H_0 : \beta_i = 0$ mot $H_1 : \beta_i \neq 0$. En modell der sd og $sdpf$ erstattes med henholdsvis sa og $sapf$ er omtrent like "god". Den gir blant annet $AIC = 266.49$, bare litt større enn modellen i (3). Modelltilpasningsmålene AIC , $AICC$, BIC , ... er bare egnet til å sammenligne modeller og de har ingen praktisk tolkning [som for eksempel R^2 i vanlig lineær regresjon].

Å erstatte β_0 , β_1 , β_2 , β_3 og β_4 i (3) med sine respektive estimater fra tabell 1 gir estimat for $P(y = 1)$. Figur 27 under viser estimat for $P(y = 1) = P(mcpa > 0)$ som funksjon av en og en av nb , $avrx$, sd og $sdpf$ når de andre prediktorene gis sin gjennomsnittlige verdi [gjennomsnitt: $nb = 48.41$, $avrx = 22.53$, $sd = 2.897$ og $sdpf = 2.897$].



Figur 27: Estimert for $P(y=1)=P(mcpa>0)$ som funksjon av de ulike forklaringsvariablene (prediktorene) nedbør (*nb*), avrenning (*avrx*), sprøytet dose (*sd*) og sprøytet dose i forrige periode (*sdpf*).

Modellen i (3) inneholder ikke samspill mellom noen av prediktorene i form av produktledd på formen som for eksempel $nb \cdot avrx$. Å forandre verdien på de prediktorene som ikke inngår direkte i delfigurene i figur 1 fra deres respektive gjennomsnittlige verdier vil derfor bare gi kurver enten over eller under kurvene i figur 1, likevel slik at de alltid har verdier mellom 0 og 1.

Kurvene i figur 1 viser at estimert sannsynlighet for at *mcpa* er større enn 0 øker når *nb* (nedbør), *sd* (sprøytet dose) og/eller *sdpf* (sprøytet dose perioden før) øker, mens denne sannsynligheten avtar når *avrx* (avrenning) øker. Kurvenes bratthet indikerer hvor raskt sannsynligheten forandrer seg.

3.4.2 Mørdre

Dataene som er inkludert i modelltestingen kommer fra feltet Mørdre i tiden fra juni 1996 til november 2020. Totalt er det observasjoner fra 253 perioder. Aktuell responsvariabel er konsentrasjon av plantevernmiddelet *mcpa*. Potensielle prediktorer er listet i Tabell 12.

Tabell 12. Prediktorer for responsvariabel *mcpa* inkludert i modelltesting for Mørdre.

Prediktor	Forklaring*
nb: nb_mm	Nedbør i aktuell måleperiode, millimeter
avr: avrenning.x	Avrenning i aktuell måleperiode, millimeter
sa: Sproyt_areal	Sprøytet areal i aktuell måleperiode, dekar
sd: Sproyt_dose	Gjennomsnittlig sprøytet dose i aktuell måleperiode, mg eller mL pr dekar
ja: Jb_areal_sum	Jordarbeidet areal i aktuell måleperiode, dekar
sapf: Sproyt_areal_perioden_før	Sprøytet areal i foregående måleperiode, dekar
sdpf: Sproyt_dose_perioden_før	Gjennomsnittlig sprøytet dose i foregående måleperiode, mg eller mL pr dekar
japf: Jb_areal_sum_perioden_før	Jordarbeidet areal i foregående måleperiode, dekar

*Aktuell måleperiode henviser til perioden som funnkonsentrasjonene er hentet fra, foregående måleperiode henviser til perioden før perioden som funnkonsentrasjonene er hentet fra.

Av de 253 observerte verdiene for *mcpa* er 164 lik 0 og 89 større enn 0. Av *mcpa* verdiene større enn null er ca. 75 % mindre enn 0.315, mens største verdi er 5.3, observert 22.06.2004. Det er valgt å transformere *mcpa* til en binær respons variabel, *mcpa01*:

$$y = mcpa01 = \begin{cases} 0, & \text{hvis } mcpa = 0 \\ 1, & \text{hvis } mcpa > 0 \end{cases} \quad (1)$$

Videre er det modellert sannsynligheten for at *mcpa* er større enn null, altså $P(mcpa > 0) = P(y = 1)$

(vi kunne alternativt modellert $P(mcpa = 0)$ fordi $P(mcpa = 0) = P(y = 0) = 1 - P(y = 1)$).

Alle de testede modellene er logistiske regresjonsmodeller som kan skrives på formen

$$P(mcpa > 0) = P(y = 1) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 + \dots + \beta_k \cdot x_k}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 + \dots + \beta_k \cdot x_k}} \quad (2)$$

I (2) er x_1, x_2, \dots, x_k en eller flere av de potensielle prediktorene og/eller produktledd og 2. gradsledd av disse prediktorene. Det er også brukt forskjellige metoder for "automatisk" utvelgelse av viktige utvalg av x_1, x_2, \dots, x_k . I denne prosessen med utvelgelse av viktige x_j - er har vi vektlagt blant annet at de aktuelle x_j - ene skal ha signifikant bidrag i modellen [små p-verdier] og ikke være spesielt multikolineære [lave VIF verdier]. Det er også lagt til grunn at modellen bør være så enkel som mulig [færrest mulig x_j - er] og tilpasse seg dataene best mulig [lave AIC, AICC, BIC, ... verdier].

Under disse forutsetningene var den best tilpassede modellen :

$$P(mcpa_i > 0) = P(y_i = 1) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot nb_i + \beta_2 \cdot avrx_i + \beta_3 \cdot sa_i + \beta_4 \cdot ja_i + \beta_5 \cdot sapf_i}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot nb_i + \beta_2 \cdot avrx_i + \beta_3 \cdot sa_i + \beta_4 \cdot ja_i + \beta_5 \cdot sapf_i}} \quad (3)$$

I (3) er $mcpa_i$ og \mathcal{Y}_i verdiene til henholdsvis $mcpa$ og \mathcal{Y} i periode i . nb_i , avr_x_i , sa_i , ja_i og $sapf_i$ er verdiene til henholdsvis nb , avr_x , sa , ja og $sapf$ i periode i . $sapf_i$ er verdien til sa i perioden $i-1$, altså $sapf_i = sa_{i-1}$. β_0 , β_1 , β_2 , β_3 , β_4 og β_5 er parametere hvis verdier estimeres ved hjelp av dataene.

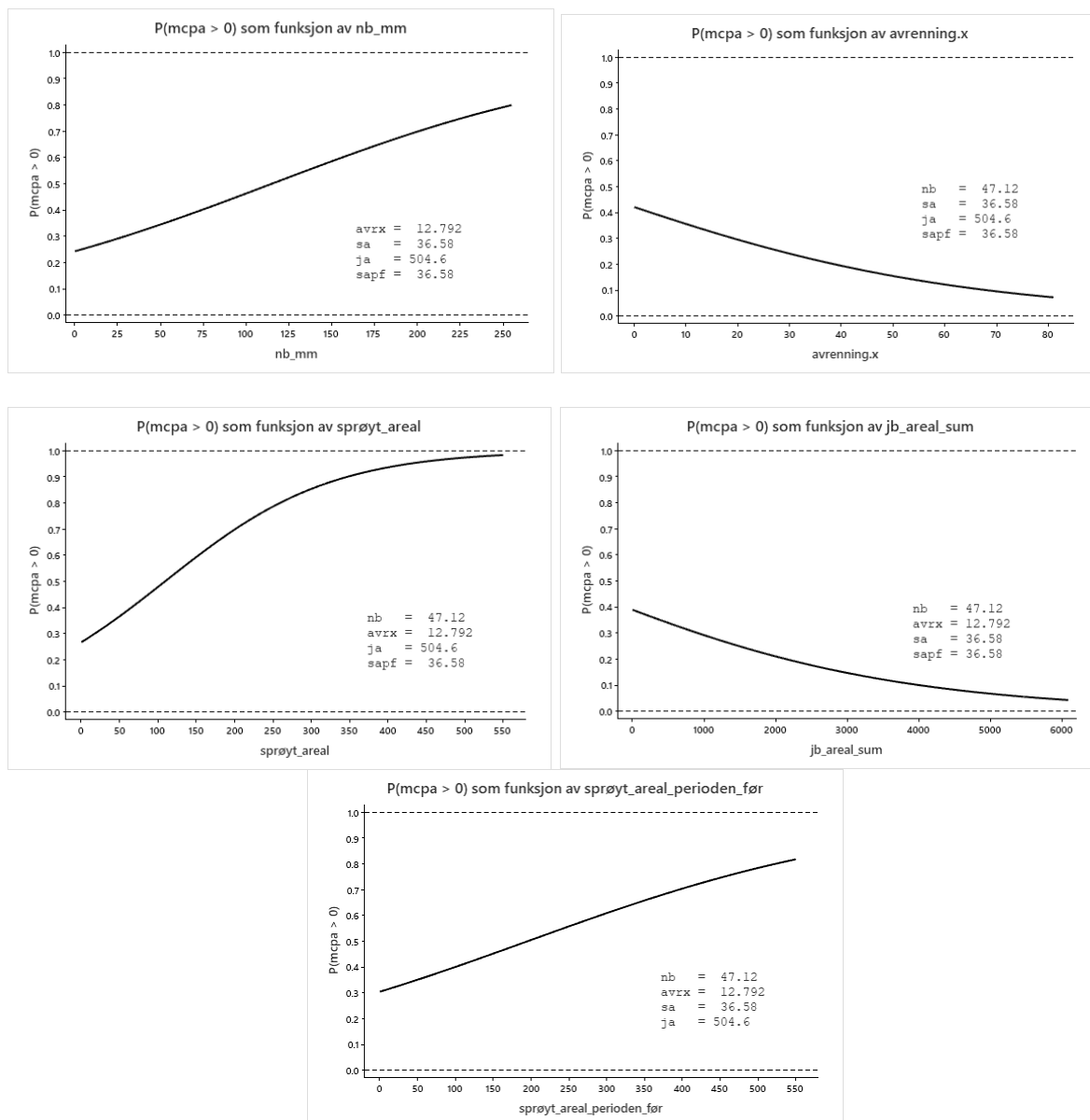
Estimater for β_0 , β_1 , β_2 , β_3 , β_4 og β_5 , deres standard feil, etc. er gitt i tabell 13 nedenfor.

Tabell 13: Parameterestimater og modellvurderingskriterier for overvåkingsdata for MCPA for Mørdre overvåkingsfelt

Parameter	Estimat	Standard feil	Z – verdi	P – verdi	VIF
β_0	-1.0562	0.2903	-3.64	0.0003	
β_1 (nb)	0.00988	0.00444	2.22	0.0261	1.11
β_2 (avr_x)	-0.0276	0.0139	-1.99	0.0468	1.12
β_3 (sa)	0.00925	0.00227	4.07	< 0.0001	1.05
β_4 (ja)	-0.000436	0.000220	-1.99	0.0469	1.07
β_5 ($sapf$)	0.00423	0.00174	2.43	0.0150	1.11
AIC = 274.97					

P – verdi er p-verdien knyttet til hypotesen $H_0 : \beta_i = 0$ mot $H_1 : \beta_i \neq 0$. Modelltilpasningsmålene AIC , $AICC$, BIC , ... er bare egnet til å sammenligne modeller og de har ingen praktisk tolkning [som for eksempel R^2 i vanlig lineær regresjon].

Å erstatte β_0 , β_1 , β_2 , β_3 , β_4 og β_5 i (3) med sine respektive estimater fra tabell 1 gir estimat for $P(y = 1)$. Figur 28 under viser estimat for $P(y = 1) = P(mcpa > 0)$ som funksjon av en og en av nb , avr_x , sa , ja og $sapf$ når de andre prediktorene gis sin gjennomsnittlige verdi [gjennomsnitt: $nb = 47.12$, $avr_x = 12.792$, $sa = 36.58$, $ja = 504.6$ og $sapf = 36.58$].



Figur 28: Estimert for $P(y=1)=P(mcpa>0)$ som funksjon av de ulike forklaringsvariablene (prediktorene) nedbør (nb), avrenning (avr_x), sprøytet areal (sa), jordarbeidet areal (ja), sprøytet areal forrige periode (sapf).

Modellen i (3) inneholder ikke samspill mellom noen av prediktorene i form av produktledd på formen som for eksempel $nb \cdot avr_x$. Å forandre verdien på de prediktorene som ikke inngår direkte i delfigurene i figur 1 fra deres respektive gjennomsnittlige verdier vil derfor bare gi kurver enten over eller under kurvene i figur 1, likevel slik at de alltid har verdier mellom 0 og 1.

Kurvene i figur 1 viser at estimert sannsynlighet for at $mcpa$ er større enn 0 øker når nb (nedbør), sa (sprøytet areal) og/eller $sapf$ (sprøytet areal perioden før) øker, mens denne sannsynligheten avtar når avr_x (avrenning) og/eller ja (jordarbeiding) øker. Kurvenes bratthet indikerer hvor raskt sannsynligheten forandrer seg.

3.4.3 Vurdering

Modellresultatene som er indikert for MCPA i Skuterud og Mørdre over er ikke uventet. Det er en tett sammenheng mellom sprøyting (areal eller dose) og nedbør/tidspunkt for nedbør ift å få en transport og avrenning av plantevernmidler. På den annen side vil en høy avrenning og jordarbeiding av

sprøytet areal føre til en fortykning av plantevernmiddekkonsentrasjonen i et større vann- eller jordvolum og dermed også lavere avrenningskonsentrasjoner.

Parameterestimaterne for de ulike påvirkningsfaktorene som er inkludert i modellene over er imidlertid så små at det vil være liten praktisk nytte av en slik modell. Dette er derfor ikke diskutert videre i rapporten.

3.5 Bruksområder for data om plantevernmidler i miljøet

3.5.1 Risikovurdering av dagens bruk av plantevernmidler

Et viktig bruksområde av overvåkingsdataene fra JOVA-programmet pr i dag er å kunne bidra med data for bruk og funn av plantevernmidler til godkjenningprosessen i Europa. Viktigheten av dette formålet poengteres i en rekke publikasjoner, både i forhold til reevaluering av godkjente plantevernmidler (Fabre et al., 2023; Knauer, 2016) men også for effektiviteten av innførte tiltak til å redusere forurensning og overskridelser forårsaket av plantevernmidler (Boye et al., 2012; Boye et al., 2019; Chow et al., 2023). Data fra overvåkingsprogrammer brukes også til utvikling og validering av ulike modeller (Estes et al., 2016; Steffens et al., 2015).

Et eksempel på hvordan overvåkingsdata av tilsvarende form som i vårt JOVA-program, er brukt i overordna tiltaksutforming finner vi i Sverige. Her er ugrasmidlet diflufenican ofte påvist i konsentrasjoner over grenseverdien og data fra overvåkingsprogram ble brukt til å identifisere faktorer som bestemmer hvor mye man gjenfinner i overflatevann (Boström & Gönczi, 2021). De fant at hvis diflufenican brukes på mindre enn 15% av nedbørfeltet gjenfinnes man det sjelden over grenseverdien (0.01 µg/L) så fremt forbruket av diflufenican generelt har vært lavt i en lengre periode.

Data fra overvåkingsprogrammer brukes til å identifisere trender i funn av plantevernmidler og risiko for vannlevende organismer, men det er vanskelig å identifisere klare trender (Bundschuh et al., 2014; Chow et al., 2023; Lloyd et al., 2014). Det er mye variasjon fra år til år og som identifisert av Chow et al. (2020) er det bruk og mengende av plantevernmidler og værforholdene som har mest å si i forhold til funn av plantevernmidler i vann. I denne studien ble det pekt på at en baseline studie (overvåking over 2 år før en endring/ implementering av nye tiltak) kan være en god måte for å identifisere trender og effekter av ulike faktorer og tiltak. United States Geological Survey (USGS) har utviklet en statistisk modell (SEAWAVE-Q) for å identifisere trender i plantevernmiddekkonsentrasjoner selv under variasjoner på grunn av sesongmessig bruk og hydrologiske forhold (Vecchia et al., 2009).

Ulike studier bruker ulike risikoindikatorer for å vurdere risiko/ risikotrender. Bruk av Environmental quality standard (EQS) (Baas et al., 2016) og toxic unit approach (Bundschuh et al., 2014) er tilnæringer som ligger nær dagens praksis i JOVA. Et annet alternativ kan være Pesticide Load (Kudsk et al., 2018) som benyttes i Danmark. Denne angir en relativ risiko som er knyttet til enhet (kg, L, tablett) handelspreparat og preparatets risikosestimer, toksistet (både akutt og kronisk giftighet for vannlevende, jordboende og terrestriske organismer), halveringstid i jord, bioakkumulering og risiko for utlekking til grunvann, og er ikke knyttet til faktisk eksponering. Risk trend analyses (Wolfram et al., 2021) er en metode hvor akvatisk risiko forstås som utviklingen av forholdet mellom MRAA (årlig aggregert konsentrasjon pr overvåkingsfelt, år og organismegruppe) og RTL (regulatorisk terskel) over tid. Det europeiske partnerskapsprosjektet PARC (www.eu-parc.eu) jobber med å forbedre risikovurderingsmetodikken for kjemikalier/forurensninger sett i forhold til både miljø og helse, men foreløpig foreligger ingen anbefalinger fra dette prosjektet.

JOVA-programmet har i dag en konservativ (føre-var) tilnærming. Med dette menes av EQS-verdier, som er ment for sammenlikning med et årsgjennomsnitt for månedlige stikkprøver, sammenliknes med funnkonsentrasjonene i den enkelte månedlige blandprøve isteden. Siden funnfrekvensen forventes høyere i blandprøver enn i stikkprøver får man dermed en mer konservativ tilnærming. I godkjenningprosessen for plantevernmidler er det en prediktert maksimal

eksponeringskonsentrasjon, PECmaks, som sammenliknes med en grenseverdi (RAC) satt ifbm godkjenningen. Denne skiller seg i en rekke tilfeller fra MF-verdien som benyttes til den løpende risikovurderingen av målte eksponeringskonsentrasjoner i JOVA-programmet. Den gjeldende praksis i JOVA kan imidlertid være en praksis å foretrekke i tilfeller der «overflatevannet faktisk overholder alle kvalitetskravene for hvert enkelt stoff for seg, men der blandingen av alle stoffene faktisk tar livet av alle vannloppene i løpet av 24 timer» (Baas et al., 2009). Som det også beskrives i JOVA-samlerapport for perioden 1992-2018: «Det påvises i gjennomsnitt 2 ulike plantevernmidler per analysert prøve i JOVA-programmet. I 75 % av vannprøvene hvor det påvises plantevernmidler blir det funnet flere plantevernmidler samtidig. Det er lite kunnskap om hvordan plantevernmidler i blanding samvirker i norsk miljø. Selv om de konsentrasjonene som måles av plantevernmidler i norsk miljø er lavere enn rapporterte ingen-effekt konsentrasjoner (NOEC) og 50 %-effekt konsentrasjoner (EC50), så kan det forekomme effekter på vannlevende organismer gjennom samvirkning/blandingsgiftighet av flere plantevernmidler. Det er heller regelen enn unntaket at flere plantevernmidler forekommer samtidig/opptrer i blanding i vannprøver fra jordbruksbekker.» (Bechmann et al., 2021).

Dataanalysene som rutinemessig gjennomføres gjennom JOVA overvåkingen inkluderer en ikke-parametriske trendanalyse av funnfrekvens, funnkonsentrasjon og total miljøbelastning (Bechmann et al., 2021) for å se på utviklingstrender over tid. Parameteren total miljøbelastning (TMB) inngår som et mål på kumulativ risiko fra plantevernmidler i vannmiljø og fremkommer ved at den målte konsentrasjonen (MEC) av hvert enkelt plantevernmiddel i en prøve vektet ved å dele på MF-verdien for stoffet. Alle disse MEC/MF summeres for den enkelte prøve og benyttes som et uttrykk for risiko for samvirkende effekter av plantevernmidler i vann, forutsatt en additiv effekt av alle de påviste plantevernmidlene i en vannprøve. TMB-tall i gjennomsnitt per prøve over en gitt tidsperiode gir et uttrykk for den relative belastningen på resipienten med hensyn på potensiell miljørisiko. For trendanalysen er perioden som vurderes en måned. En TMB-verdi over 1 vurderes som en indikasjon på risiko for effekt på vannlevende organismer. I det svenske overvåkingsprogrammet gjøres det en tilsvarende vurdering av miljøbelastning ved beregning av en "toksisitetsindex" (Riktvärde) (Lindström et al., 2015).

Vi må også ta høyde for at blandprøver som tas over en gitt periode (uke, 14 dager, måned) kan føre til en underestimert av de høyeste faktiske konsentrasjonene. Dette er høye konsentrasjoner som kan skuldes kraftige nedbørepisoder som gir mye avrenning over en kort periode og episoder med transport av plantevernmidler fra jord til vann (Stehle et al., 2013; Xing et al., 2013). Vannlevende organismer kan altså utsettes for langt høyere konsentrasjoner enn de man fanger opp med dagens overvåkingsmetodikk (Boye et al., 2019; Chow et al., 2020). Dette er også en utfordring for overvåking som gjennomføres etter veiledningen i vannrammedirektivet. Et lite utvalg tidspunkt og lokaliteter for prøvetaking gjør det vanskelig/umulig å fange den periodiske/variable forekomsten av plantevernmidler og/eller lokalisere områder som er spesielt utsatt for (høye konsentrasjoner av) plantevernmidler (Weisner et al., 2022).

Risikovurderingsmetodikken som benyttes for evaluering av overvåkingsresultater varierer mellom land og programmer. JOVA-overvåkingen har i stor grad benyttet risikoindikatorer beregnet i henhold til vannrammedirektivet, selv om prøvetakingsmetodikken i JOVA er av en type som vil fange opp flere og trolig høyere plantevernmiddelkonsentrasjoner enn en overvåking iht. vannrammedirektivet gjør. Risikovurderingen i JOVA har dermed en svært konservativ tilnærming. Mattilsynet og andre aktører som gjør sine vurderinger etter plantevernmiddelregelverket benytter andre risikoindikatorer/-terskler i sin tilnærming. Det bør gjøres en nærmere/fornytt vurdering av hvilken tilnærming som er mest hensiktsmessig innenfor formålet og bruksområdene for JOVA-overvåkingen.

3.5.2 Oppfølging av nasjonale miljømål

Det er definert miljømål på en rekke områder hvor god informasjon om plantevernmidler i miljøet er av betydning. Nasjonale miljømål (miljostatus.miljodirektoratet.no) inkluderer blant annet målsetninger for naturmangfold (*‘Økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester’*) og forurensning (*‘Forurensning skal ikke skade helse og miljø. Bruk og utslipp av kjemikalier på prioritetslista skal stanses.’*), hvor funn av prioritetslistestoffene og andre plantevernmidler i miljøet er relevant. Mer spesifikke miljømål for vannmiljø følger av vannforskriften (FOR-2006-12-15-1446):

- ‘Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V og miljøkvalitetsstandardene i vedlegg VIII. ...’
- ‘Tilstanden i kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster skal beskyttes mot forringelse og forbedres med sikte på at vannforekomstene skal ha minst godt økologisk potensial og god kjemisk tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V og miljøkvalitetsstandardene i vedlegg VIII. ...’

Det er også definert miljømål for vann og helse (mattilsynet.no; *‘Målet er at drikkevannet vårt skal være trygt’*) og med hensyn på vannforsyning (vannportalen.no) (*‘Vann som brukes til vannforsyning skal beskyttes mot forurensninger...’*).

Landbrukets overordna miljømål (landbruksdirektoratet.no) er knyttet til bærekraftig bruk/driftspraksis og inkluderer bl.a. ‘Redusert forurensning fra landbruket’ og ‘Bærekraftig bruk og et sterkt vern av landbruket sine areal og ressursgrunnlag’. Videre er det i nasjonalt miljøprogram definert målsetninger om avrenning til vann; *‘Ingen vannforekomster i jordbruksdominerte områder skal få dårligere tilstand’*. *‘Bedre tilstanden for de mest utsatte vannforekomstene i jordbruksdominerte område’*; og plantevernmidler: *‘Redusere helse og miljørisikoen ved bruk av plantevernmidler i jordbruket’*.

I tråd med rammedirektivet om bærekraftig bruk av plantevernmidler har Norge en nasjonal handlingsplan på dette området. Dagens handlingsplan gjelder perioden 2021-2025 (Handlingsplan for bærekraftig bruk av plantevernmidler 2021-2025; LMD, 2021). Mål med handlingsplanen er å redusere risiko for helse og miljø ved bruk av plantevernmidler og redusere avhengigheten av kjemiske plantevernmidler. Et av delmålene i handlingsplanen refererer til påvisninger av plantevernmidler i bl.a. overflatevann: «I løpet av planperioden skal andel prøver med funn av nivåer som kan ha effekter på miljøet halveres». Risikoindikatorer er også del av denne nasjonale handlingsplanen. Med bakgrunn i en miljøavgift for plantevernmidler som er differensiert for helse- og miljørisiko, benyttes omsetningsdata som en indikator på utviklingen i helse- og miljørisiko. Om lag hvert tredje år gjennomføres en spørreundersøkelse om faktisk bruk av plantevernmidler i utvalgte kulturer. Begge disse datakildene er kun indirekte indikatorer for miljørisiko da de ikke er koblet til målinger av forekomst av plantevernmidler i miljøet.

Overvåkingsdata fra JOVA-programmet inngår også i handlingsplanens datagrunnlag for å kunne si noe om utvikling over tid for forekomst av plantevernmidler i miljøet. Innenfor JOVA-programmets overvåkingsfelt relateres funn av plantevernmidler til rapportert bruk av plantevernmidler i det enkelte felt. Overvåking for å måle effektiviteten av implementerte tiltak for å redusere forekomst og/eller risiko fra plantevernmidler er et behov som faller utenfor formålet med JOVA-overvåkingen slik det er definert pr i dag. Dette ville kreve tettere dialog med brukerne i overvåkingsfeltene samt prøvetaking/måling i spesifikke deler av nedbørfeltet dersom enkelte brukere implementerte spesifikke risikoreduserende tiltak.

4 Konklusjoner og avsluttende kommentarer

4.1 Utvikling av relevante modellscenarier og bruk av nedbørfeltmodeller

JOVA-overvåkingens hovedformål er å dokumentere miljøpåvirkningen fra jordbruksdrift. Dokumentasjonen som presenteres i dagens rapporter er i form av generelle funnfrekvenser for plantevernmidler, oversikter over funn av de spesifikke plantevernmidler i vann, risikovurdering av dette i forhold til toksisitetsverdier for det enkelte stoff og samlet risiko for de blandinger av plantevernmidler som påvises. JOVA-overvåkingen er en passiv overvåking hvor det ikke initieres samordna tiltak i overvåkingsfeltene. Dette gjør det utfordrende å finne klare årsaksforklaringer/se klare årsaksforhold mellom driftspraksis (inkludert både plantevernpraksis, jordarbeiding mv) og (risiko knyttet til) funn av plantevernmidler i bekkevannet. De dataanalysene som er gjennomført her indikerer videre at datamaterialet generelt er lite egnet til å finne årsakssammenhenger som kan benyttes til å anbefale endringer i driftspraksis/utforme virkemidler knyttet til oppnåelse av nasjonale og regionale miljømål utover en anbefaling om integrert plantevern med minst mulig bruk av kjemiske plantevernmidler.

Nedbør, avrenning, sprøytetidspunkt, sprøytemengder, sprøytet areal, tidspunkt og areal for ulike typer jordarbeiding er de mest generelle faktorene og som vil kunne forklare sammenhenger mellom bruk av plantevernmidler og resulterende funn og konsentrasjoner i vann. Vi ser at det selv med data fra 25 år med overvåking i liten grad avdekkes statistisk signifikante sammenhenger i datasettet mellom bruk og funn av plantevernmidler. Dette skyldes bl.a. store årlige variasjoner i (i) plasseringen av areal som sprøytes med det enkelte middel, (ii) nedbør- og avrenningsforhold, (iii) tidspunkt for sprøyting sett i forhold til nedbør og/eller jordarbeiding, og (iv) tidspunkt for jordarbeiding sett i forhold til nedbør/avrenning mv. Dette peker mot at modellering som kan simulere en 'uendelig' rekke av ulike scenarier er et nødvendig verktøy for å kunne analysere mulige årsakssammenhenger. Det foreliggende overvåkingsmaterialet vil imidlertid da være et uvurderlig datagrunnlag for å validere modellresultatene. Etablerte norske modellscenarier som kan benyttes for de regulatoriske pesticidmodellene (eks. PRZM og MACRO) inkluderer pr i dag kun et svært lite datamateriale fra JOVA-overvåkingen. Å utvide disse nasjonale scenariene til å omfatte forhold som er representative for flere av JOVA overvåkingsfeltene vil være et formålstjenlig arbeid. Slik vil vi kunne få et verktøy egnet for å forklare de forholdene/funnene som observeres i JOVA-overvåkingen. Nytteverdien av overvåkingsprogrammet vil også øke da eksisterende overvåkingsdata kan benyttes som sammenlikningsmateriale for modellresultater.

Faste faktorer som avstand fra sprøytet areal til overflatevann og terrengutforming (med hellingsgrad og -lengde) er kjent å ha betydning for transport fra jord til vann. Plasseringen av et areal/skifte som sprøytes med et spesifikt plantevernmiddel vil imidlertid variere fra år til år pga. vekstskifte og resistensstrategier i planterarbeidet. Det vil derfor kreve et svært omfattende datamateriale fra JOVA-overvåkingen for å kunne analysere hvordan avstand til og helling mot vann fra sprøytet areal påvirker funnfrekvens i bekkevann. Jordarbeidingspraksis vil trolig variere noe mindre mellom år for et gitt areal enn sprøytepraksis, selv om jordarbeiding også varierer en del bl.a. avhengig av været om høsten. Videre vil samme jordarbeidingspraksis benyttes over et større areal det enkelte år enn en sprøytepraksis som er avhengig av kultur og skadegjøreromfang. Det bør derfor prioriteres å etablere gode og representative modellscenarier som kan benyttes til å vurdere effekten av slike parametre/tiltak på funn av plantevernmidler i vann. Innenfor plantevernmidelforskning benyttes gjerne modeller og scenarier som er basert på det enkelte skifte og det beregnes en plantevernmiddekkonsentrasjon ved kanten av skiftet. Det bør settes søkelys på å arbeide med

nedbørfeltbaserte modeller som kan tilpasses norske forhold med norske jord- og klimaforhold og praksis for bruk av plantevernmidler og jordarbeiding som er relevant for norsk jordbruksproduksjon.

4.2 Økt tilgjengelighet for utvidet bruksområde

JOVA-programmet (Program for jord- og vannovervåking i landbruket) er et nasjonalt overvåkingsprogram som ble startet i 1992 og har som formål er å dokumentere miljøeffekter av landbruksdrift gjennom innsamling og bearbeiding av data fra overvåkingsfelt. Programmet skal sikre et høyt kunnskapsgrunnlag for statlig og regional forvaltning om effekter av jordbruksdrift og miljøvennlige driftsformer. Resultatene fra programmet brukes til nasjonal og internasjonal rapportering av myndighetenes oppfølging av mål og avtaler for landbruket og i dokumentasjon av status og utvikling for landbrukspåvirket vannmiljø. For plantevernmidler inkluderer dette i hovedsak Mattilsynets bruk av resultatene i arbeidet med godkjenning av plantevernmidler, og trendanalyser for oppfølging av målsetningene i handlingsplanen for bærekraftig bruk av plantevernmidler.

På andre områder benyttes disse dataene kun i mindre omfang, og bruk for oppfølging av vannrammedirektivet begrenses trolig av ulikheter i overvåkingsmetodikk og -omfang. Gjennom JOVA-programmet har vi imidlertid et godt datagrunnlag som sier noe om hvilke midler som påvises i vannmiljø ved bruk (og også etter avsluttet bruk/trukket godkjenning) innenfor et nedbørfelt. Dette vil være et nyttig og viktig grunnlag for å utarbeide behovsvurdering for overvåking også etter annet lovverk.

Økt tilgjengeliggjøring av data fra JOVA-programmet vil være en viktig faktor for å øke bruken og nytteverdien av dataene framover. Et slikt arbeid er igangsatt (<https://jovadata.nibio.no/>) og det forventes at også resultater fra plantevernmiddelovervåkingen vil gjøres tilgjengelig på denne måten i løpet av noen års tid. Kompleksiteten i datasettet gjør imidlertid dette til en krevende oppgave som pr i dag ikke har noen satt tidsramme/-frist da dette arbeidet krever midler utover de årlige tildelingene til overvåkingsarbeidet.

Litteraturreferanse

- Bechmann, M., Bøe, F., Havranek, I., Stenrød, M., & Tveiti, G. (2023). Kjelle avrenningsforsøk. Årsrapport 2021–2022 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. NIBIO Rapport 9 (9).
- Bechmann, M., Stenrød, M., Kværnø, S., & Eggestad, H. O. (2021). Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt-Sammendragsrapport fra Program for jord-og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992–2019. NIBIO rapport.
- Boye, K., Jarvis, N., Moeys, J., Gönczi, M., & Kreuger, J. (2012). Pesticide run-off to Swedish surface waters and appropriate mitigation strategies. *CKB Report*, 2012:4. <https://res.slu.se/id/publ/65078>
- Boye, K., Lindstrom, B., Bostrom, G., & Kreuger, J. (2019). Long-term Data from the Swedish National Environmental Monitoring Program of Pesticides in Surface Waters [Article]. *Journal of Environmental Quality*, 48(4), 1109-1119. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0056>
- Bundschuh, M., Goedkoop, W., & Kreuger, J. (2014). Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the toxic-unit concept - Experiences from long-term measurements [Article]. *Science of the Total Environment*, 484, 84-91. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.015>
- Baas, J., Vijver, M., Rambohul, J., Dunbar, M., van 't Zelfde, M., Svendsen, C., & Spurgeon, D. (2016). Comparison and evaluation of pesticide monitoring programs using a process-based mixture model. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(12), 3113-3123. <https://doi.org/10.1002/etc.3492>
- Baas, J., Willems, J., Jager, T., Kraak, M., Vandenbrouck, T., & Kooijman, S. (2009). Prediction of daphnid survival after in situ exposure to complex mixtures. *Environmental Science & Technology*, 43(15), 6064-6069. <https://doi.org/10.1021/es901083v>
- Chow, R., Scheidegger, R., Doppler, T., Dietzel, A., Fenicia, F., & Stamm, C. (2020). A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends [Review]. *Water Research X*, 9, 13, Article 100064. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064>
- Chow, R., Spycher, S., Scheidegger, R., Doppler, T., Dietzel, A., Fenicia, F., & Stamm, C. (2023). Methods comparison for detecting trends in herbicide monitoring time-series in streams. *Science of the Total Environment*, 891, 164226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164226>
- EC (2011). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report – 2011 – 055. DOI : 10.2779/43816.
- Elias, D., Wang, L., Jacinthe, P.A. (2018). A meta-analysis of pesticide loss in runoff under conventional tillage and no-till management. *Environmental Monitoring and Assessment* 190, 79. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6441-1>
- Boström, G., & Gönczi, M. (2021). Utvärdering av effekter av diflufenikampanjen 2018 - 2020. *CKB Report*, 2021:1. <https://res.slu.se/id/publ/112911>
- Estes, T. L., Pai, N., & Winchell, M. F. (2016). Comparison of predicted pesticide concentrations in groundwater from SCI-GROW and PRZM-GW models with historical monitoring data [Article]. *Pest Management Science*, 72(6), 1187-1201. <https://doi.org/10.1002/ps.4097>
- Fabre, C., Doppler, T., Chow, R., Fenicia, F., Scheidegger, R., Dietzel, A., & Stamm, C. (2023). Challenges of spatially extrapolating aquatic pesticide pollution for policy evaluation. *Science of the Total Environment*, 875, 162639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162639>
- Hauken, M. (red.), Stenrød, M., Skaalsveen, K., Deelstra, J., Eggestad, H.O., Bechmann, M., Greipsland, I., Riley, H., Selnes, S., Lunnan, T., Kvitvær, A., Stubhaug, E., Molversmyr, Å., Dreyer, L-I., Paulsen, L.I., 2017. Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Feltrapporter fra programmet i 2015. NIBIO Rapport 3 (44).
- Knauer, K. (2016). Pesticides in surface waters: a comparison with regulatory acceptable concentrations (RACs) determined in the authorization process and consideration for regulation. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 13. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0083-8>
- Kudsk, P., Jorgensen, L. N., & Orum, J. E. (2018). Pesticide Load-A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications [Article]. *Land Use Policy*, 70, 384-393. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.010>
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Warner, D., & Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050-1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>

- Lindström, B., Larsson, M., Boye, K., Gönczi, M., & Kreuger, J. (2015). Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Långtidsöversikt och trender 2002-2012 för ytvatten och sediment. *Rapport 2015:5, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.*
- Lloyd, C. E., Freer, J. E., Collins, A., Johnes, P., & Jones, J. (2014). Methods for detecting change in hydrochemical time series in response to targeted pollutant mitigation in river catchments. *Journal of Hydrology, 514*, 297-312. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.036>
- LMD (2021). Handlingsplan for bærekraftig bruk av plantevernmidler (2021-2025). 9/2021. https://www.regjeringen.no/contentassets/acfba3c3a1c348869b766842ed06c801/m-0761-b_pdf-ts.pdf
- Mattilsynet (2023). Omsetningsstatistikk for plantevernmidler 2018 – 2022. www.mattilsynet.no.
- Plantevernguiden (2023). <https://plantevernguiden.no> pr. november 2023.
- Rasool, S., Rasool, T., Gani, K.M. (2022). A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment. *Chemical Engineering Journal Advances 11:100301*. <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100301>
- Steffens, K., Jarvis, N., Lewan, E., Lindström, B., Kreuger, J., Kjellström, E., & Moeys, J. (2015). Direct and indirect effects of climate change on herbicide leaching – A regional scale assessment in Sweden. *Science of the Total Environment, 514*, 239-249. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.049>
- Stehle, S., Knäbel, A., & Schulz, R. (2013). Probabilistic risk assessment of insecticide concentrations in agricultural surface waters: a critical appraisal. *Environmental Monitoring and Assessment, 185*, 6295-6310. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-3026-x>
- Stenrød, M., Bøe, F. (2021). Ugrasmidlet glyfosat-faktorer som påvirker transport fra jord til bekkevann. NIBIO Rapport 7 (210).
- Stenrød, M., Ludvigsen, G.H., Riise, G., Lundekvam, H., Almvik, M., Tørresen, K., Øygarden, L. (2007). Redusert jordarbeiding og glyfosat. En sammenstilling av norske og internasjonale forsknings- og overvåkingsresultater, samt en småskala feltstudie av avrenning av glyfosat ved ulike jordarbeiding. *Bioforsk Rapport 2* (145).
- Tørresen, K., Hofgaard, I., Eklo, O.M., Netland, J., Brandsæter, L.O., Brodal, G., Elen, O., Ficke, A., Almvik, M., Bolli, R., Stenrød, M., Strand, E. (2012). Redusert jordarbeiding og konsekvenser for plantevern. *Bioforsk Rapport 7* (58).
- Vecchia, A. V., Gilliom, R. J., Sullivan, D. J., Lorenz, D. L., & Martin, J. D. (2009). Trends in concentrations and use of agricultural herbicides for corn Belt rivers, 1996– 2006. *Environmental Science & Technology, 43*(24), 9096-9102. <https://doi.org/10.1021/es902122j>
- Weisner, O., Arle, J., Liebmann, L., Link, M., Schafer, R. B., Schneeweiss, A., Schreiner, V. C., Vormeier, P., & Liess, M. (2022). Three reasons why the Water Framework Directive (WFD) fails to identify pesticide risks [Article]. *Water Research, 208*, 9, Article 117848. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117848>
- Wolfram, J., Stehle, S., Bub, S., Petschick, L. L., & Schulz, R. (2021). Water quality and ecological risks in European surface waters—Monitoring improves while water quality decreases. *Environment International, 152*, 106479. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106479>
- Xing, Z. S., Chow, L., Rees, H., Meng, F. R., Li, S., Ernst, B., Benoy, G., Zha, T. S., & Hewitt, L. M. (2013). Influences of Sampling Methodologies on Pesticide-Residue Detection in Stream Water [Article]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 64*(2), 208-218. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9833-9>
- Aarstad, P.A., Bjørlo, B. (2019). Bruk av plantevernmidler i jordbruket i 2017. SSB Rapporter 2019/23.

Etterord

En bedre forståelse for hvilke faktorer som påvirker funnkonsentrasjoner av plantevernmidler i miljøet er nødvendig for å kunne gi anbefalinger for en bærekraftig bruk. Denne rapporten presenterer en analyse av data om bruk og funn av tre ugrasmidler: MCPA, metribuzin, bentazon og et soppmiddel: metalaksyl, fra et utvalg overvåkingsfelt i Program for jord og vannovervåking i landbruket (JOVA), sett i sammenheng med data om værforhold, avrenning og driftsparametre.

Nøkkelord:	bentazon, mcpa, metribuzin, metalaksyl, sprøyting, miljøkonsentrasjoner, nedbør, avrenning, overvåkingsperiode
Key words:	bentazon, mcpa, metribuzin, metalaxyl, spraying, environmental concentrations, precipitation, run off, monitoring period
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.