



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Fremmede skadelige karplanter i jordbruksarealer ute av drift

NIBIO RAPPORT | VOL. 11 | NR. 44 | 2025



Ulrike Bayr¹, Annette Bär², Hanne Sickel¹, Kristin Daugstad², Synnøve Nordal Grenne²,
Svein Olav Krøgli¹, Kari Straume Enerstad

¹Divisjon for Kart og Statistikk, Landskapsovervåking

²Divisjon for Matproduksjon og Samfunn, Kulturlandskap og Biologisk mangfold

TITTEL/TITLE

Fremmede skadelige karplanter i jordbruksarealer ute av drift

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Ulrike Bayr, Annette Bär, Hanne Sickel, Kristin Daugstad, Synnøve Nordal Grenne, Svein Olav Krøgli, Kari Straume Enerstad

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
19.03.2025	11/44/2025 OPPDRAUGSGIVERS PROSJEKTNUMMER: M-2919 2025	Åpen	53938	24/00714
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03707-1		2464-1162	78	-

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Sunniva Aagaard

STIKKORD/KEYWORDS:

Fremmede arter, jordbruk

Invasive alien species, agriculture

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Økologi, plantevitenskap, geografi

Ecology, vegetation science, geography

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten sammenstiller kunnskap om hvilken risiko jordbruksarealer ute av drift har for å bli invadert av fremmede skadelige karplanter. Det utredes også hvilke typer jordbruksarealer som er mest utsatt og hvordan landskapet rundt arealene påvirker spredningsrisikoen. I tillegg gir vi anbefalinger om vurderingskriterier som bør legges til grunn ved prioritering av arealer for tiltak, og hvilke tiltak vi anser å være viktigst i forbindelse med jordbruksarealer ute av drift. Arbeidet er knyttet til tiltak 22 i den gjeldende tiltaksplanen «Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan (2020-2025)».

LAND/COUNTRY:

Norge

STED/LOKALITET:

Ås

GODKJENT /APPROVED

Hildegunn Norheim

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Ulrike Bayr

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Denne rapporten bygger på tiltak 22 i den gjeldende tiltaksplanen «Bekjempelse av fremmede skadelige organismer» (Klima- og miljødepartementet 2020). Arbeidet har hatt som formål å sammenstille kunnskap om risikoen for at fremmede, skadelige karplanter etablerer seg på jordbruksarealer ute av drift, utrede hvilke typer jordbruksareal som er mest utsatt og hvordan landskapet rundt arealene påvirker spredningsrisikoen. Videre gir vi anbefalinger for vurderingskriterier som bør inngå i prioriteringen av arealer for tiltak, og hvilke tiltak vi anser for å være viktigst i forbindelse med jordbruksarealer ute av drift.

Arbeidet er utført på oppdrag fra Miljødirektoratet, med støtte fra Landbruksdirektoratet.

Vi ønsker å takke Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet for et godt samarbeid. I tillegg takker vi Statsforvalteren i Nordland og Trøndelag for verdifulle innspill underveis. Vi vil også rette en takk til kommunene som har bidratt med praktiske erfaringer rundt tiltak for å bekjempe fremmede skadelige planter. Vi takker også Wenche Dramstad og Geir-Harald Strand i NIBIO som har gitt verdifulle innspill og stått for kvalitetssikring av rapporten.

Ås, 28.02.2025

Ulrike Bayr, *Prosjektleder*

Innhold

Begrepsforklaringer	5
Sammendrag	7
1 Bakgrunn	9
1.1 Nasjonale og internasjonale målsetninger	9
1.2 Fra jordbruksdrift til jordbruksarealer ute av drift	11
2 Metoder og datakilder	17
2.1 Litteratursøk	17
2.2 Relevante datakilder.....	17
2.2.1 Jordbruksareal som kan være ute av drift	17
2.2.2 Artsdatabanken og Artskart	19
2.2.3 Overvåkingsprogrammer for jordbrukslandskapet: 3Q og ASO.....	20
2.2.4 Data over spredningsveier og miljøfaktorer	21
2.3 GIS-analyser	23
3 Fremmede skadelige karplanter (FSK)	24
3.1 Forutsetninger for etablering av FSK	25
3.2 Hvordan fremmede skadelige planter sprer seg i landskapet.....	26
3.3 Gruppering av fremmede skadelige karplanter.....	27
3.4 Geografiske forskjeller.....	28
4 Forekomster av fremmede skadelige karplanter i jordbruksarealer, ASO og 3Q.....	32
4.1 Artsobservasjoner på jordbruksarealer ute av drift	32
4.2 Registrerte FSK i 3Q.....	35
4.3 Registrerte FSK i ASO	40
5 Spredning av fremmede skadelige karplanter i jordbruksarealer ute av drift.....	44
5.1 FSK i jordbruksareal	44
5.2 Spredningsrisiko inn i jordbruksarealer ute av drift	44
5.3 Landskapet rundt arealene påvirker spredningsrisikoen	49
5.3.1 Landskapsstruktur og heterogenitet	49
5.3.2 Kantsoner	49
5.3.3 Avstand til andre spredningsveier og -kilder.....	50
6 Prioritering av arealer for tiltak	54
6.1 Kriterier som bør inngå i en prioritering.....	55
6.2 GIS-basert prioritering av arealer	57
6.3 Anbefalte tiltak for jordbruksarealer ute av drift	61
6.4 Praktiske erfaringer med tiltak og deres effekter i utvalgte kommuner	65
7 Videre kunnskapsbehov.....	69
Referanser	72

Begrepsforklaringer

Jordbruksareal kan beskrives på mange ulike måter avhengig av artssammensetning, tilstand, driftsmåte og bruksintensitet, men også av språkhistoriske grunner. Listen nedenfor gir en oversikt over begrepene som brukes for å beskrive ulike typer jordbruksareal i denne rapporten. De fleste begrepsforklaringer er basert på definisjoner gitt i Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for terrestriske naturtyper (Miljødirektoratet 2024a).

Begrep	Forklaring
Åker	Jordbruksareal som brukes til å dyrke ett eller toårige vekster som korn, grønnsaker, poteter og grønnsaker. Betegnes også som fulldyrka eller overflatedyrka jord, avhengig av pløyedybde.
Beitemark	Jordbruksarealer som brukes til beite for husdyr (f.eks. innmarksbeite, utmarksbeite, naturbeite, hagemark). Ofte grasdominerte med innslag av urter.
Kulturbete	Opparbeidet og gjødslet beite som består helt eller delvis av innsådde arter.
Eng	Jordbruksarealer dekket med gress og som høstes ved slått. Det kan skilles mellom natureng og kultureng.
Kultureng	Dyrka eng som gjødsles og består av få innsådde arter som f.eks. engsvingel, timotei, hundegress, engrapp, raigress eller rødkløver. Pløyes med intervaller på tre (eller flere) år. Betegnes også som fulldyrka eller overflatedyrka eng, avhengig av pløyedybde.
Natureng	Eng som ikke er dyrket eller gjødslet og er preget av ville, stedegne gressarter og urter. Slåttemark eller slåtteeeng er andre begrep for natureng.
Semi-naturlig mark	Semi-naturlig mark er et økosystem som inkluderer naturtypene boreal hei, semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng, kystlynghei og engaktig sterkt endret fastmark. Semi-naturlige naturtyper er forma av langvarig, ekstensiv hevd som beite, slått eller lyngbrenning. Områdene kan også være rydda for stein og skog, men jordsmonn og vegetasjon er lite påvirket av regelmessig pløying eller endret ved bruk av plantevernmidler, kunstgjødsel eller innsåing av nye arter.
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng omfatter de underordnede naturtypene slåttemark og naturbeitemark. Slåttemark omfatter igjen lauveng, og naturbeitemark omfatter igjen hagemark. Disse er alle engprega naturtyper som har oppstått gjennom ekstensiv slått og beite over lang tid og har ikke, eller lite tegn på jordarbeiding, tilsåing eller gjødsling.
Slåttemark/ slåtteeeng	Slåttemark er semi-naturlig eng med langvarig ekstensiv hevd gjennom regelmessig slått, ofte i kombinasjon med vår-/høstbeite, ingen synlige fysiske spor etter pløying, eller tilsåing med fôr- og matvekster og ingen/svake spor etter gjødsling.
Lauveng	Lauveng er en tresatt slåttemark som har vært i langvarig ekstensiv hevd gjennom regelmessig slått, ofte i kombinasjon med vår-/høstbeite, uten fysiske spor etter pløying eller tilsåing med fôr- og matvekster og ingen/svake spor etter gjødsling. Tresjiktet inneholder løvtrær som blir/har blitt høstet ved stubbelauving eller styving
Naturbeitemark	Naturbeitemark er en semi-naturlig eng med langvarig ekstensiv hevd gjennom beiting, uten fysiske spor etter pløying eller tilsåing med fôr- og matvekster og ingen/svake spor etter gjødsling. Holdes i hevd gjennom ekstensiv beiting over lang tid.
Hagemark	Hagemark er åpen tresatt naturbeitemark med langvarig ekstensiv hevd gjennom beiting, uten fysiske spor etter pløying eller tilsåing med fôr- og matvekster og ingen/svake spor etter gjødsling. Trær i hagemark består av overstandere. Disse kan ha spor etter styving, uten at det er noe krav.

Villeng	Eng eller beite med usikker driftsstatus og som viser tegn på gjengroing gjennom endringer i plantesamfunnet (f.eks. flerårige planter eller busker). Arealtype i 3Q-programmet.
Fulldyrka jord	Jordbruksareal som kan høstes maskinelt og pløyes til vanlig pløyedybde. Arealtype i Arealressurskart AR5 som kan være både åkerareal og eng.
Overflatedyrka jord	Jordbruksareal som kan høstes maskinelt, men ikke pløyes til vanlig pløyedybde. Arealtype i Arealressurskart AR5 som kan være både åkerareal og eng.
Innmarksbeite	Jordbruksareal som ikke kan høstes maskinelt, men brukes som beite. Arealtype i Arealressurskart AR5. Kan være både kulturbeite og naturbeite.

Sammendrag

Spredning av fremmede skadelige organismer utgjør en trussel mot økosystemer, naturmangfold, økonomi, matsikkerhet og folkehelse. I tråd med internasjonale rammeverk og nasjonale målsettinger om å begrense spredningen av fremmede skadelige organismer har Norge innført en rekke tiltak, blant annet gjennom en tverrsektoriell strategi, Naturmangfoldloven og to handlingsplaner. I 2020 ble i tillegg tiltaksplanen «Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020-2025» vedtatt. Til tross for innsatsen så langt, er mange fremmede skadelige arter allerede etablert, og målet om å redusere påvirkning innen 2025 vil mest sannsynlig ikke kunne nås.

Samtidig har antall aktive gårdsbruk i Norge gått betraktelig ned de siste 20 årene, noe som kan medføre at jordbruksarealer går ut av drift og gror igjen. Jordbruksarealer ute av drift blir mer mottakelige for fremmede skadelige karplanter (FSK) når regelmessig skjøtsel i form av pøying, slått eller beite opphører, men vi vet per i dag lite om hvor stort omfanget av dette problemet er i Norge og hvilke typer jordbruksareal som er mest utsatte for å bli invadert.

Denne rapporten har som mål å sammenstille kunnskap om hvilke typer jordbruksarealer ute av drift som er de mest sårbare for å bli invadert av FSK. Det utredes også hvilke faktorer som påvirker spredningsrisikoen, både faktorer på selve jordbruksarealet og i landskapet rundt arealene. I tillegg gir vi anbefalinger for hvilke vurderingskriterier vi mener bør inngå i en prioritering av arealer for tiltak. For å svare på disse spørsmålene har vi gjennomført en systematisk litteraturgjennomgang, GIS-analyser og en analyse av feltregistreringer fra to eksisterende overvåkingsprogrammer for jordbrukslandskapet: *Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap* (3Q) og *Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng* (ASO).

Resultatene fra begge overvåkingsprogrammene tyder på at jordbruksarealer ute av drift har en større sannsynlighet for å bli invadert av FSK. Data fra 3Q viser at jordbruksarealer i gjengroing (arealtype «villeng») har flere FSK-arter enn de andre arealtypene. I første omdrev hadde 26 % av villeng-rutene forekomster av FSK (29 % i andre omdrev). Også når datamaterialet grupperes i fire plantesamfunn (basert på artssammensetningen), kommer det frem at arealer som karakteriseres som «gjengroende jordbruksareal» har flest FSK-arter. Arealtypen «beitemark» har nesten like høy andel av ruter med FSK, men langt færre arter enn villeng. Tidsseriene i 3Q over 20 år viser samtidig at det er mye dynamikk i artssammensetningen - med FSK som både sprer seg til, og forsvinner fra jordbruksarealer. De vanligste FSK-artene som er registrert i 3Q er ugrasmjølke, rødhyll, blåhegg og hagelupin.

Lignende resultater ser vi også i ASO, der semi-naturlige enger som ikke lenger var i bruk hadde en høyere prosentandel enger med registrerte forekomster av FSK enn de arealene som fortsatt var i drift. I samsvar med dette var det også de semi-naturlige engene med en dårlig eller svært redusert tilstand som hadde en høyere andel av enger med FSK enn arealer som var i god hevd. Blant de fire naturtypene i ASO viste hagemark og naturbeitemark en noe større andel enger med FSK enn engene med slåttepreg. De vanligste FSK-artene i ASO er rødhyll, sitkagran, platanlønn, rynkerose, hagelupin og arter i mispelslekta.

Resultatene fra våre overvåkingsprogrammer er i tråd med det som er dokumentert i faglitteraturen. Mange internasjonale studier bekrefter at jordbruksarealer har økt risiko for å bli invadert av FSK. Dette skyldes først og fremst at jordbruksarealer er sterkt forstyrrede økosystemer som gir optimale vekstforhold for FSK. God tilgang til lys og næringsstoffer, samt lite konkurranse fra stedegne arter gjør at åkerarealer som går ut av drift har spesielt høy risiko for å bli invadert. Beitemarker og enger har et tettere vegetasjonsdekke enn åkerarealer, noe som gjør disse noe mer motstandsdyktige mot FSK. Beitemarker kan imidlertid ha tråkkskader fra beitedyr og dyrene selv kan bidra til spredning av frø. Dermed kan beitemarker også ha en økt risiko for å bli invadert av FSK.

Mye tyder på at et stort mangfold av stedegne arter i enger og beitemarker gjør arealene mer resistente mot å bli invadert av FSK. Selv om det ikke vil kunne hindre etableringen, er det sannsynlig at den relative mengden av FSK holder seg på et lavt nivå som følge av økt konkurranse fra stedegne arter. Dette bekreftes også av våre data i ASO og 3Q der de naturtypene med mest semi-naturlig preg viste lavest andel av overvåkingsruter og enger med FSK. Vi kan dermed gå ut fra at arealenes sårbarhet også er avhengig av bruksintensitet og artsmangfold av stedegne arter før disse gikk ut av drift.

Landskapet rundt jordbruksarealene ute av drift har også en stor betydning for om FSK klarer å etablere seg. Heterogene landskap med ulike areal typer og korridorer bidrar generelt til økt biologisk mangfold i jordbrukslandskapet. Kantsoner tilbyr dog ikke bare leveområder for stedegne arter, men også for FSK, og kan dermed bidra til at disse artene sprer seg i landskapet. Kantsoner som ligger tett inntil jordbruksarealene ser ut til å ha størst påvirkning på jordbruksarealene. Risikoen for at arealer invaderes av FSK er spesielt stor dersom de allerede er etablert i kantsoner før arealene går ut av drift. Når driften legges ned, vil det antakeligvis ikke ta lang tid før disse artene sprer seg inn til jordbruksarealet. I tillegg til kantsoner fungerer også veier og vassdrag som korridorer for FSK og kan bidra til at arter sprer seg videre. Mange jordbruksarealer ligger også i nærheten av tettsteder. Tettsteder med mange veier, skrotemark og private hager er kjent til å være hotspots for FSK. Jordbruksarealer ute av drift, i nærheten av bebygde områder, er dermed ekstra utsatt for å bli invadert av FSK.

For å prioritere mellom ulike arealer for tiltak mot FSK foreslås en hierarkisk tilnærming. Det viktigste kriteriet er at det forekommer FSK i nærheten av jordbruksarealer ute av drift. Lokalkunnskap og kartlegging i felt, i tillegg til artsregistreringer fra Artskart, er nødvendig for å få en fullstendig oversikt over FSK-forekomster. Områder med kort avstand til spredningsveier eller som truer kultur- og naturverdier, som utvalgte kulturlandskap, verneområder eller rødlistearter, bør prioriteres høyere. Det kan også være hensiktsmessig å bekjempe spesielt aggressive eller helseskadelige enkeltarter først. Ved behov kan det også tas hensyn til å prioritere jordbruksarealer ute av drift som ligger nær aktive gårdsbruk da disse lettere kan vedlikeholdes eller tas i drift igjen, enn arealer som ligger langt unna. Ressursbegrensninger gjør kostnadseffektive tiltak nødvendige, og lokale forhold bør integreres i kost-nytte-analyser.

Når det gjelder tiltak, anbefaler vi som viktigste tiltak forebygging, som også er den mest kostnadseffektive tilnærmingen. I denne forbindelsen er det spesielt viktig å motvirke nedleggelse av aktive gårdsbruk og at jordbruksarealer tas ut av drift. Tiltak kan inkludere en bedre oppfølging av driveplikt, utvidede tilskuddsordninger og aktiv forvaltning av spredningsveier som veikanter, vassdrag og andre kantsoner. Bevisstgjøring gjennom informasjonskampanjer og støtte til gårdbrukere er også viktig. Når FSK allerede har etablert seg, er det viktig å iverksette akutte tiltak for å hindre spredning raskest mulig. Kartlegging og varsling av nye forekomster bør styrkes. Det etterspørres også et felles system på tvers av fylkesgrenser for bedre koordinering og dokumentasjon av tiltak. Bekjempelsestiltak er imidlertid artsspesifikke og bør derfor alltid tilpasses lokale forhold og til de FSK-artene som skal bekjempes. I tillegg til forebyggende og akutte tiltak, bør også mer langsiktige tiltak vurderes. Jordbruksarealer som går ut av drift kan utvikle seg på ulike måter. Dette innebærer å gjenoppta drift, bruke arealet til andre formål, vedlikeholde det for fremtidig bruk, eller la det gro igjen. Hva som er det beste alternativet for et areal må vurderes lokalt og baseres på økonomisk faktorer, risiko for spredning av FSK og forekomst av viktige kultur- eller naturverdier.

1 Bakgrunn

1.1 Nasjonale og internasjonale målsetninger

Spredning av fremmede skadelige organismer utgjør en trussel for økosystemer, naturmangfold og for oss mennesker som er avhengige av de mange økosystemtjenestene naturen leverer. Dette fastslår den første omfattende rapporten om fremmede skadelige organismer «*The thematic assessment report on invasive alien species and their control*» som ble utgitt i 2024 av det internasjonale Naturpanelet (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES). Rapportens hovedbudskap er tydelig: spredning av fremmede skadelige organismer vil føre til store, til dels irreversible endringer på økosystemer samt utryddelse og fortrenging av stedegne arter. På globalt nivå skyldes 60 % av alle registrerte utryddelser helt eller delvis fremmede skadelige organismer (IPBES 2024). I tillegg til de direkte konsekvensene for økosystemer, peker rapporten også på at spredning av fremmede skadelige organismer medfører betydelige negative effekter for økonomien, matsikkerhet, vannkvalitet og folkehelse. Det ventes også at de negative konsekvensene vil forverres fremover i tid som følge av økende handel og transport på tvers av landegrenser, endringer i demografi og økonomi, arealendringer og ikke minst klimaendringer (IPBES 2024). Naturpanelet mener at politiske virkemidler så langt har vært utilstrekkelige i forhold til å hindre spredning av fremmede skadelige organismer og at effektiv forvaltning er nødvendig for å begrense de negative virkningene.

I Norge har arbeidet med fremmede skadelige organismer fått mye oppmerksomhet allerede i løpet av 2000-tallet, blant annet gjennom lansering av en første «*Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter*» i 2007 (Departementene 2007). Kort tid etter, i 2009, trådte også den nye Naturmangfoldloven i kraft. Nye regler for innførsel og utsetting av fremmede skadelige organismer i 2015, lovfestet gjennom Naturmangfoldlovens forskrift om fremmede organismer, har først og fremst hatt effekt gjennom å bidra til å redusere innførsel av nye fremmede skadelige organismer. Forskriften fanger likevel ikke opp de artene som allerede har etablert seg i norsk natur og det er derfor behov for mer målrettede tiltak for bekjempelsen av fremmede skadelige organismer på lokalt og regionalt nivå.

Som en oppfølging av den tidligere handlingsplanen for naturmangfold Meld. St. 14 (2015-2016) la Klima- og miljødepartementet i 2020 derfor frem tiltaksplanen «**Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020-2025**» (Klima- og miljødepartementet 2020). Tiltaksplanen har som mål å redusere den negative påvirkningen fra fremmede skadelige organismer på økosystemene frem mot 2025. Tiltaksplanen skal først og fremst legge føringer for iverksetting av tiltak mot fremmede skadelige organismer gjennom et styrket samarbeid på tvers av de ulike sektormyndighetene.

Tiltaksplanen definerer en **fremmed organisme** som organisme som ikke hører til noen art eller bestand som forekommer naturlig på stedet. En organisme er definert som enkeltindivider av planter, dyr, sopp og mikroorganismer, inkludert alle deler som er i stand til å formere seg eller overføre genetisk materiale (Klima- og Miljødepartementet 2020, Meld. St. 14 (2015–2016), IUCN 2000).

Begrepet **fremmed art** har langt på vei samme betydning som fremmede organisme. Definisjonen av fremmed art tar utgangspunkt i konvensjonen om biologisk mangfold sin definisjon av «invasive alien species»: «*En art betraktes som fremmed for et område, hvis tilstedeværelsen skyldes menneskelig transport (bevisst eller ubevisst) og den ikke tidligere har forekommet naturlig i området. Begrepet fremmed art omfatter alle livsstadier, eller deler av individer, som har potensial til å overleve*» (CBD 2014).

Definisjonen inkluderer dermed ikke bare voksne individer, men også frø, egg, sporer eller annet biologisk materiale som kan muliggjøre at det vokser fram nye individer av arten, eller at det overføres gener. Det er ikke bare arter som kan være fremmede, men også underarter eller enda lavere taksoner

som varieteter (lokale varianter), kultivarer (kultiverte planter) og hybrider (blandinger av to ulike arter) (CBD 2014).

Noen fremmede arter regnes som **fremmede skadelige arter** fordi de påvirker naturen og økosystemene negativt og dette er definert slik: «*Fremmed organisme (art) hvis introduksjon og/eller spredning kan true stedegent biologisk mangfold og/eller domestiserte dyr og planters helse*» (Regjeringen 2007). Slike fremmede arter kan påvirke naturen på en skadelig måte ved at de konkurrerer med stedegne arter om næring eller leveområder. Videre kan de påvirke truede arter og nøkkelarter i økosystemet negativt ved at de for eksempel krysser seg med arter som finnes naturlig på stedet. De kan også være bærere av parasitter og sykdommer og de kan endre strukturen på naturtyper (Miljødirektoratet 2023).

En **dørstokkart** er definert som en fremmed art som per i dag ikke er etablert i Norge, men som antas å kunne etablere seg i Norge innen 50 år, dvs. at den forventes å kunne produsere levedyktige avkom utendørs i Norge uten menneskelig hjelp (Klima- og miljødepartementet 2020, Sandvik m.fl. 2017). Nær 600 dørstokkarter er fortsatt utenfor landets grenser, men nesten 500 av dem har allerede kommet til Norge (Fastlands-Norge med havområder) (Artsdatabanken 2023c).

I desember 2022 signerte Norge, sammen med 196 andre FN-medlemsland, det nye globale Kunming-Montreal-rammeverket for naturmangfold (Naturavtalen) som ble lagt frem på FNs naturtoppmøte COP15 i Montreal, Canada. Naturavtalen fastsetter fire langsiktige mål frem mot 2050 og 23 handlingsorienterte målsetninger frem mot 2030. Delmål 6 omhandler håndtering av fremmede skadelige organismer:

«Eliminere, minimere, redusere og/eller avbøte påvirkningen fra fremmede skadelige arter på naturmangfold og økosystemtjenester ved å identifisere og håndtere introduksjonsveier for fremmede arter, forhindre at prioriterte fremmede skadelige arter introduseres og etableres, redusere introduksjons- og etableringstakten for andre kjente eller potensielle fremmede skadelige arter med minst 50 prosent innen 2030, og utrydde eller kontrollere fremmede skadelige arter, især på prioriterte steder, for eksempel øyer.»

Gjennom Naturavtalen har medlemslandene forpliktet seg til å utarbeide oppdaterte nasjonale handlingsplaner for naturmangfold. Som en direkte oppfølging av Naturavtalen la regjeringen derfor i september 2024 frem en ny handlingsplan for naturmangfold (Meld. St. 35 (2023-2024)). I handlingsplanen fastslås at tiltaksplanens mål om å redusere påvirkningen av fremmede organismer innen 2025 trolig ikke vil bli nådd. Det er derfor ventet at tiltaksplanen vil oppdateres for tiden etter 2025. Frem til da er det tiltaksplanen for 2020-2025 som gjelder. Denne rapporten er knyttet til **«Tiltak 22: Jordbruksarealer ute av drift»**. Tiltaket har som mål å

«utrede og gi anbefaling til hvilke typer jordbruksarealer ute av drift som bør prioriteres høyest for tiltak mot fremmede skadelige organismer, og hvilke tiltak og virkemidler som er best egnet til å redusere spredningen fra slike områder».
(Klima- og miljødepartementet 2020)

I denne rapporten begrenser vi oss til fremmede skadelige karplanter (FSK). Jordbruksarealer i drift som skjøttes regelmessig gjennom pløying, såing, slått og beite er vanligvis svært motstandsdyktige mot etablering og spredning av FSK. Når skjøtselen uteblir, vil artssammensetningen derimot endre seg og uønskete arter kan etablere seg. Til tross for at fremmede skadelige arter har blitt et økende problem i det norske landskapet, vet vi lite om hvilken rolle jordbruksarealer som går ut av drift spiller i spredningen av disse artene. Denne rapporten har derfor som mål å sammenstille kunnskap om risikoen for at FSK etablerer seg i jordbruksarealer ute av drift for deretter å kunne sprer seg videre derfra til andre arealer.

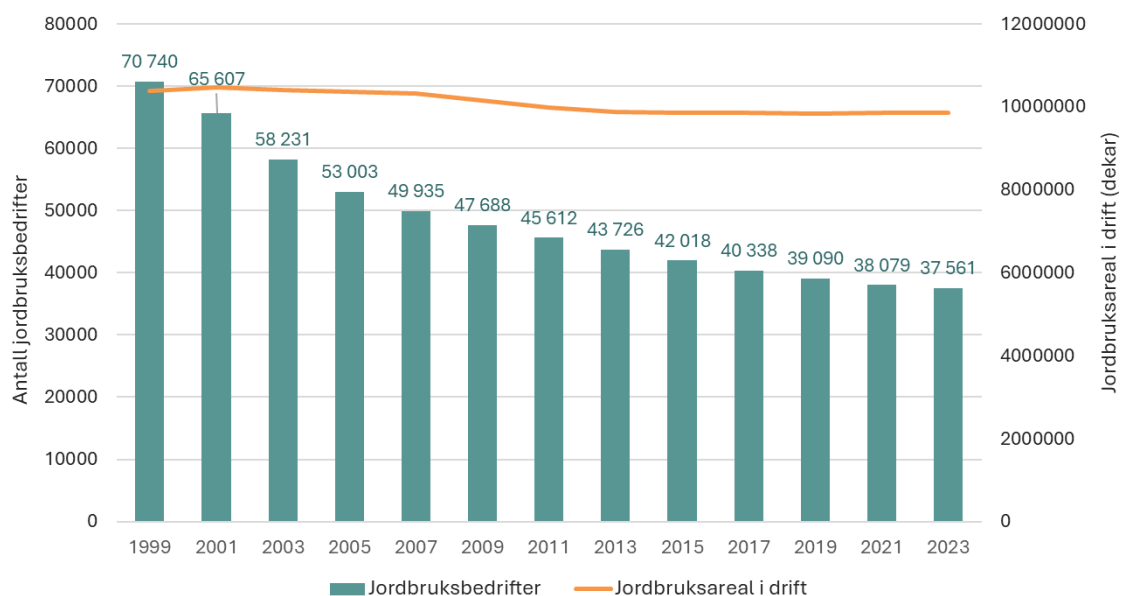
1.2 Fra jordbruksdrift til jordbruksarealer ute av drift

Jordbruksarealer som har gått ut av drift spiller antakeligvis en større betydning for spredning av FSK enn tidligere antatt. Dette henger blant annet sammen med den store nedgangen i antall aktive jordbruksbedrifter i løpet av de siste 20 årene. Siden 1999 har antall aktive gårdsbruk blitt nærmest halvert, fra rundt 70 700 til 37 500 gårdsbruk i 2023 (Figur 1). Den største nedgangen har vært i Troms og Finnmark der antall gårdsbruk er redusert med rundt 60 % i perioden, mens Rogaland har hatt den laveste nedgangen med -34 % (SSB 2024).

Samtidig med nedgangen i antall jordbruksbedrifter har mengde jordbruksareal som er i drift holdt seg relativt stabilt, bortsett fra en svak nedgang i årene før 2013. Dette skyldes først og fremst at arealene fra de gårdsbrukene som legges ned drives videre som leiejord av andre bruk i nærheten. I 2020 var rundt 47 % av jordbruksarealet i Norge drevet som leiejord og andelen ventes å øke ytterligere dersom nedgangen i antall aktive gårdsbruk fortsetter (SSB 2021). Som følge av denne utviklingen har det blitt færre, men samtidig større jordbruksbedrifter i Norge over tid.

I prinsipp har eieren av gården driveplikt etter §8 i jordloven. Likevel er det også jordbruksarealer som tas ut av drift. Årsakene til dette kan være mange. Med en voksende andel leiejord øker sannsynligheten for at enkelte arealer tas ut av produksjon, enten fordi de er for langt unna, for bratte, for små eller har andre egenskaper som gjør driften ulønnsom. Andre årsaker til at driveplikten ikke overholdes kan blant annet være at gårdseiere er lite kjent med kravene i driveplikten, at eieren ikke bor på eiendommen eller at arealene er under omregulering til andre formål (Bergslid m.fl. 2018).

En analyse av «Jordbruksareal som kan være ute av drift» på landbrukseiendomsnivå viste at landbrukseiendommer der en liten andel av arealet syntes å være i drift som leiejord oftest lå betydelig lenger unna aktive gårdsbruk enn de som hadde mesteparten av arealet i drift (Krøgli m.fl. 2023, Ulfeng 2024). I tillegg viste det seg at landbrukseiendommer der mye areal var ute av drift som oftest hadde små jorder og store avstander mellom jordstykkene. En forklaring kan være at små og spredte arealer er kostbare å drive og dermed vanskelige å få i drift med de effektivitetskravene som stilles i dagens jordbruk.



Figur 1: Utvikling i antall aktive jordbruksbedrifter og mengde jordbruksareal i drift i perioden 1999-2023 (SSB 2024)

Når er et jordbruksareal ute av drift?

Per i dag mangler vi en fullstendig oversikt over jordbruksarealer som har gått ut av drift. Noe av årsaken er at det er vanskelig å sette en tydelig grense på når et jordbruksareal faktisk kan regnes som ute av drift. Det europeiske Joint Research Centre (JRC) definerer det engelske begrepet *'farmland abandonment'* som nedlegging av jordbruksdriften på et areal uten at en ny aktivitet settes i gang, som for eksempel utbygging eller skogplanting (Pointereau m.fl. 2008). Definisjonen tar imidlertid ikke hensyn til tidsaspektet og dynamikken som er vanlig for jordbruksarealer. Arealer kan være tatt ut av drift permanent av ulike grunner, mens noen arealer ligger brakk kun periodevis som del av et planlagt vekstskifte. Arealer kan også ligge ubrukt enkelte år i forbindelse med salg, overdragelser, sykdom eller andre personlige forhold hos den enkelte gårdbrukeren. Det å kjenne arealenes status til enhver tid, er derved utfordrende basert på datakildene vi har tilgjengelig og uten å oppsøke gårdbrukerne og arealet i felt.

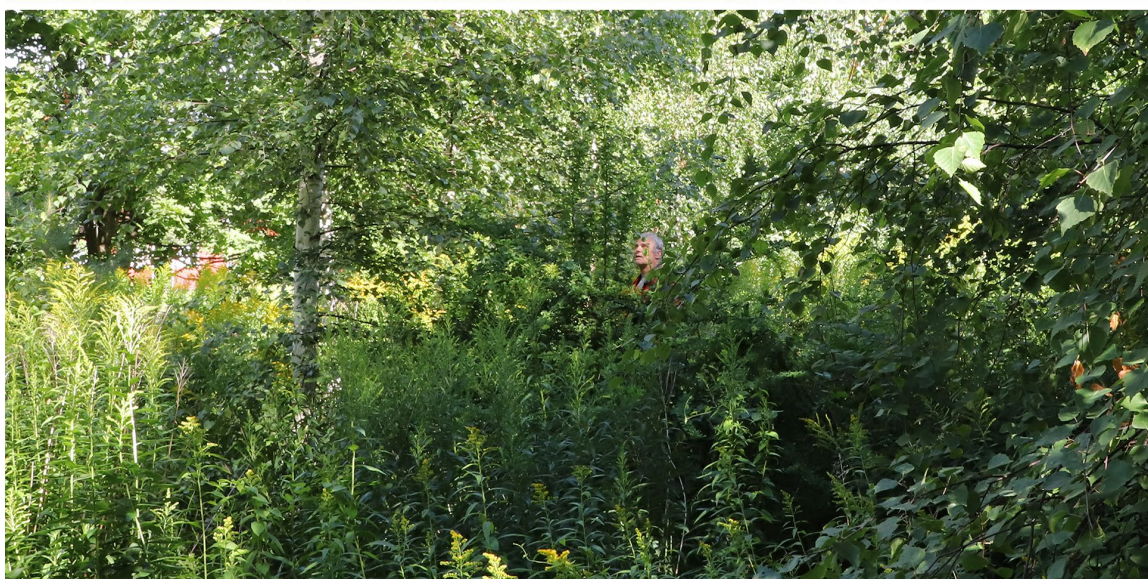
Gjengroing som et tydelig tegn

Det tydeligste tegnet på at et areal er permanent tatt ut av drift er endringer i plantesamfunnet. Når den regelmessige skjøtselen i form av beite eller slått uteblir, innledes automatisk en gradvis gjengroingsprosess som også kalles for «sekundær suksesjon». Suksesjon er en naturlig prosess der vegetasjonen gjennomgår ulike faser til den når en mer eller mindre stabil naturtilstand. Endringene vil ofte bli godt synlig allerede noen få år etter driften legges ned. Disse gradvise endringene i plantesamfunnet foregår imidlertid noe ulikt avhengig av om arealet har vært brukt til åkervekster, som eng eller beite.

På **åkerarealer** som går ut av drift vil jorda ofte ikke ha et vegetasjonsdekke som hindrer spiring av det som finnes av frø, både spillkorn, åkerugras og eventuelle FSK i jorda. Den første fasen består gjerne av ett- og toårige arter. I den andre fasen erstattes disse gradvis av flerårige, mer konkurransesterke arter. Etter hvert vil så vedplanter i form av busker og trær etablere seg helt til arealet har blitt til skog, dersom lokale forhold tillater det. Artsmangfoldet øker vanligvis i de tidlige gjengroingsfasene, men minker gradvis igjen etter noen år når vedplanter som busker og trær blir godt etablerte (Meiners m.fl. 2015).

I **enger og beitemarker** foregår gjengroingsprosessen litt annerledes. Disse arealene har allerede et etablert plantedekke med ett- og flerårige gress og urter (også innsådde arter i kulturenger og kulturbeiter) (Lunnan og Todnem 2017). Her vil den første gjengroingsfasen markeres ved at høyvokste og konkurransesterke arter, som drar nytte av at slått og beite opphører, etablerer seg. Deretter følger gjengroingsprosessen det samme mønsteret som for åkerarealer, nemlig et stadig økende oppslag av busker og trær.

Hvor langt gjengroingsprosessen har kommet, påvirker hvor enkelt det vil være å ta arealet i bruk igjen. I tidlige gjengroingsfaser, dvs. de første årene etter nedleggelse, vil det være forholdsvis lett å tilbakeføre arealet. Så snart vedplanter har etablert seg, vil sannsynligheten for at arealet tas tilbake i bruk gå ned fordi den nødvendige arbeidsinnsatsen øker uforholdsmessig. Det er viktig å understreke at gjengroing av jordbruksarealer ikke bare skjer ved nedlegging av driften, men at det også kan foregå gradvis mens arealene fortsatt brukes. Dette skjer ofte på beitemarker som beites med for lavt beitetrykk eller som tidligere ble regelmessig ryddet for busker og trær til brensel, vinterfôr m.m (Reinton 1957, Hauge & Austad 1999). På både eng og åkerarealer kan også arealet gradvis krympe når ytterkantene eller hjørner ikke lenger pløyes eller slås, for eksempel på grunn av større maskiner.



Figur 2: Gradvis gjengroing med etablering av kanadagullris (*Solidago canadensis*) i et tidligere åkerareal i Frogn kommune, Akershus. Bildene er tatt i 2006, 2014 og 2020. Foto: Oskar Puschmann, NIBIO

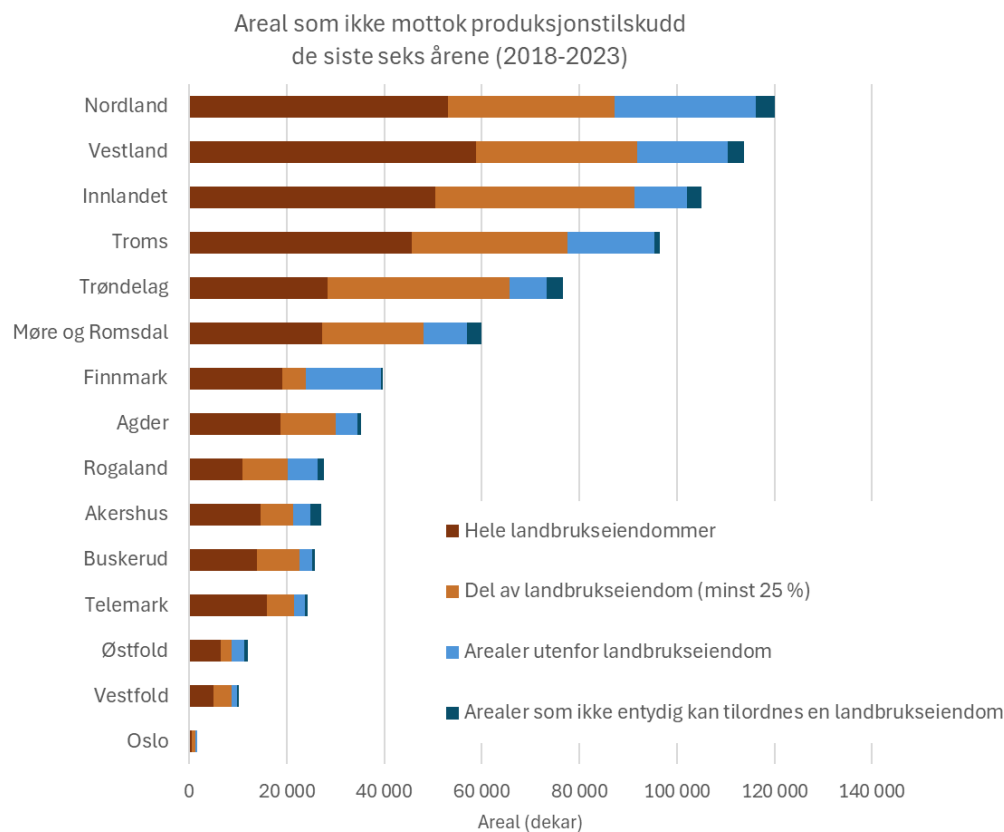
Nedlegging og gjengroing av jordbruksarealer er ikke alltid en utelukkende negativ utvikling (Hobbs and Cramer 2007). I intensivt drevne og ensformige jordbrukslandskap, slik vi ser i mange andre land, kan det å ta enkelte produksjonsarealer ut av drift faktisk bidra til økt landskapsvariasjon og dermed fremme biologisk mangfold (Navarro og Pereira 2012). I Norge er det i mange regioner motsatt. Med kun en liten andel dyrket mark – omtrent 3 % av landarealet – er det de åpne jordbruksområdene som skaper romlig variasjon i et landskap ellers preget av skog, fjell og myr. I jordbrukslandskapet finner vi i dag et stort antall arter (planter, fugler og insekter) som gjennom århundrer har tilpasset seg de unike levetilstandene i jordbrukslandskapet. Enkelte arter som i dag er knyttet til jordbrukslandskapet, har trolig mistet sine opprinnelige habitater, for eksempel grasmarker som tidligere ble beitet av utdødde store grasetere (Emanuelsson 2009).

Kartbaserte metoder for å anslå jordbruksarealer ute av drift

Selv om artssammensetningen er et tydelig tegn på arealenes tilstand, krever slike registreringer at arealer oppsøkes i felt, noe som er kun gjennomførbart for en mindre andel av områdene. Et alternativ er bruk av fjernmålingsdata som satellittbilder og flyfoto. Vegetasjonsindekser som NVDI (normalized difference vegetation index) kan f.eks. brukes til å estimere mengden av biomasse på arealer og vil sannsynligvis være nyttig i deteksjon av arealer ute av drift i en suksisjon. Mens satellittbilder har begrenset romlig oppløsning (dvs. pikselstørrelse) for å kunne identifisere tidlige faser av gjengroing, før busker og trær er godt etablert, er det ofte nødvendig å bruke flyfoto som kan gi langt flere detaljer. Det er derfor mulig å identifisere gjengroende arealer noe tidligere ved å bruke flybilder enn ved hjelp av satellittdata alene. Selv om flyfoto heller ikke klarer å indikere de tidligste endringene i plantesamfunnet, vil etablering av flerårige arter etter hvert bli synlig i flyfoto gjennom en mer uregelmessig tekstur av vegetasjonsdekket. Identifikasjon av gjengroingsarealer i flyfoto krever imidlertid manuell tolkning av bildene med egnet utstyr og kompetanse, noe som er tidskrevende og dermed uegnet for store områder.

En annen metode som kan brukes for å få en viss indikasjon på hvor mye jordbruksareal som kan være ute av drift, er å bruke informasjon fra søknader om produksjonstilskudd. Fordelen med det er at denne informasjonen foreligger nærmest heldekkende for Norge. Mengden jordbruksareal det er søkt produksjonstilskudd for kan sammenlignes med areal som er kartlagt i det nasjonale arealressurskartet AR5 (Ahlstrøm m.fl. 2019) for å identifisere arealer der det ikke er søkt om tilskudd. NIBIO's kartlag «Jordbruksarealer som kan være ute av drift» er basert på denne metoden og er tilgjengelig via kartportalen Kilden. Det er også dette datasettet vi bruker som grunnlag for de geografiske analysene i denne rapporten. Det er viktig å understreke at datasettet først og fremst viser arealer det ikke er søkt produksjonstilskudd for – selv om vi ofte omtaler det som arealer ute av drift. At det ikke er søkt om tilskudd er ikke alltid ensbetydende med at arealene faktisk er ute av drift da det kan være flere årsaker til at jordbruksarealer i drift ikke mottar produksjonstilskudd. Kapittel 2.1.1. beskriver inngående hvilke data som inngår i kartlaget og hvilke begrensninger dette medfører.

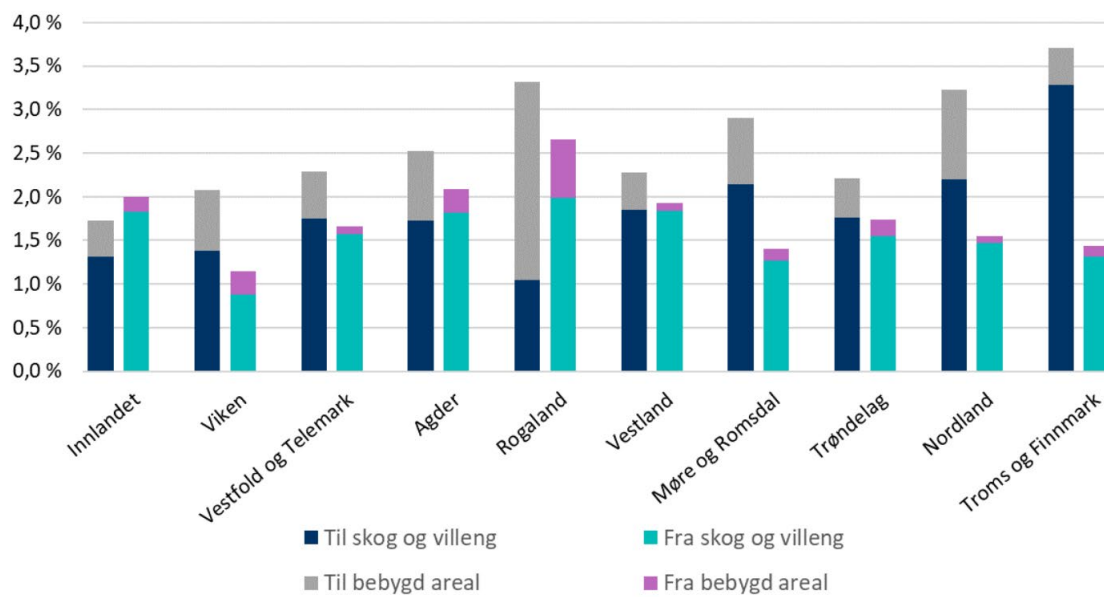
For å avgrense arbeidet i denne rapporten til de arealene som har størst sannsynlighet for å være permanent ute av drift, har vi valgt kun arealer som ikke har mottatt produksjonstilskudd i løpet av de siste seks årene (2018-2023). Figur 3 viser fordelingen av disse jordbruksarealene for hvert fylke og delt inn i fire ulike kategorier innenfor og utenfor landbrukseiendommer som også diskuteres nærmere i kapittel 2.1.1.



Figur 3: Mengde jordbruksareal per fylke som ikke mottok produksjonstilskudd de siste seks årene (2018-2023) fordelt på de fire arealkategoriene. Tallene er basert på en sammenligning av mengde jordbruksareal i Arealressurskart AR5 og mengde areal det søkes tilskudd om gjennom produksjonstilskudd.

Som nevnt har den totale mengden jordbruksareal i drift endret seg kun i liten grad over tid, til tross for en betydelig nedgang i antall aktive gårdsbruk. Arealstatistikken forteller imidlertid kun en del av sannheten fordi den skjuler dynamikken som ligger bak tallene. Selv om statistikken kan skape inntrykk av stabilitet, er det ikke nødvendigvis de samme arealene som forblir i drift. Noen arealer går ut av drift, mens nye arealer tas i bruk gjennom oppdyrking. Andre arealer går varig tapt gjennom nedbygging. Overvåkingsprogrammet «Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap» (3Q) fanger, i motsetning til SSB sin arealstatistikk, også opp enkeltendringer og gir dermed et mer nyansert bilde av denne dynamikken. I 3Q brukes detaljert flybildetolkning på 1000 overvåkingsflater fordelt over hele landet for å få arealrepresentativ endringsstatistikk (Dramstad m.fl. 2002).

Figur 4 viser nasjonale resultater som illustrerer utviklingen i jordbruksarealer i Norge. De mørkeblå søylene viser jordbruksareal som befinner seg i gjengroing (villeng) eller har allerede grodd igjen (skog), mens de grå delene av søylene viser areal som bygges ned. Den andre søylen per fylke viser areal som kommer inn i statistikken som jordbruksareal, og hva dette arealet tidligere har vært registrert som (hhv. skog og villeng eller bebyggt areal). I figuren kommer også frem store regionale forskjeller. Vi ser for eksempel tydelig at i de tre nordligste fylkene Nordland, Troms og Finnmark, i tillegg til Møre og Romsdal, har mengde areal som gror igjen vært langt større enn tilgangen av nytt jordbruksareal (Stokstad 2024).



Figur 4: Resultater fra 3Q-programmet som viser dynamikken i jordbrukslandskapet i form av tilgang og avgang av jordbruksareal over 5 år. Arealtypen villeng omfatter jordbruksarealer som allerede viser tydelige tegn på gjengroing (Figuren er henta fra Stokstad 2024).



Figur 5: Troms og Finnmark har flest jordbruksareal som går ut av drift og gror igjen. Bildet viser en nedlagt bakkevoll i Karlsøy kommune, Troms. Foto: Oskar Puschmann, NIBIO

2 Metoder og datakilder

2.1 Litteratursøk

Det har så langt vært lite forskning i Norge på jordbruksarealer ute av drift og hvor stor risikoen er for at FSK etablerer seg der. Vi har derfor gjennomført et systematisk søk etter relevant internasjonal faglitteratur på dette temaet. Det har ikke vært mulig å gjennomføre en omfattende litteraturgjennomgang innenfor rammene gitt i dette prosjektet. Vi har derfor prioritert artikler som omhandler temaet på et noe mer overordnet nivå (uavhengig av enkeltarter), artikler som beskriver arbeider som er gjennomført i Europa eller som omhandler arter som også forekommer i Norge.

Et første søk ble gjennomført ved bruk av litteraturbasen ISI Web of Science. Vi søkte der etter litteratur ved bruk av nøkkelordene 'invasive' AND 'plant' AND 'abandoned' & ('agriculture' OR 'farmland' OR 'crop*' OR 'pasture' OR 'old field'), samt ulike kombinasjoner av disse.

Søket resulterte i 189 publikasjoner. Vi gikk manuelt gjennom listen og valgte, basert på tittel og sammendrag, de artiklene som virket å være relevante. Flesteparten av de 189 artiklene vi fant via søket i Web of Science, omhandlet arter og leveområder i tropiske eller subtropiske områder, med tydelig geografisk tyngdepunkt på Amerika og Afrika. Etter en første siling, var det derfor kun 26 artikler vi vurderte som potensielt relevante. Etter å ha sett nøyere på disse, viste det seg at de fleste artikler begrenset seg til undersøkelser av enkeltarter med liten relevans for norske forhold. For en bredere datafangst, har vi derfor supplert utvalget med flere enkeltartikler fra Scopus, Google Scholar og fra litteraturlistene i de artiklene som ble funnet tidligere. En utfordring er at mange artikler ser mer overordnet på hele gruppen av fremmedarter (*non-native*, *alien*, *exotic species*) og spesifiserer ikke om FSK er inkludert i undersøkelsen. Vi har likevel tatt med disse artiklene i vurderingen siden vi kan anta at de grunnleggende prosessene vil til en viss grad gjelde også for FSK.

I tillegg til den vitenskapelige litteraturen, har vi også sammenstilt diverse fagrapporter. Blant disse finnes også den tidligere NIBIO-rapporten fra Daugstad mfl. (2018) som danner et viktig utgangspunkt for denne rapporten.

2.2 Relevante datakilder

Flere eksisterende datakilder kan være nyttige for analyser av FSK på jordbruksarealer ute av drift. Selv om hver datakilde har sine usikkerheter og begrensninger, gir de også muligheter, særlig når informasjon fra ulike datakilder kombineres. I dette kapittelet prøver vi å få frem både nytteverdien, men også de potensielle fallgruvene som finnes i forbindelse med bruken av de ulike datakildene. Hvordan de ulike datakildene kan kombineres i praksis, for eksempel i forbindelse med risikovurdering og prioritering av arealer, vil kapittel 6.2 gi noen konkrete eksempler på.

2.2.1 Jordbruksareal som kan være ute av drift

NIBIO etablert i 2018 et datasett som skal gi oversikt over jordbruksarealer som kan være ute av drift (Mathiesen 2019). Opprinnelig ble datasettet etablert som et hjelpemiddel for å håndtere avlingssvikt og fôrangel som oppsto i forbindelse med tørkesommeren i 2018. Kartleggingen skulle peke på mulige ubrukte arealer som kunne levere fôrressurser i en krisesituasjon.

Datasettet kobler sammen informasjon fra matrikkelen, Arealressurskart AR5, landbruksregisteret og søknader om produksjonstilskudd (Mathiesen 2019). I AR5 deles jordbruksarealene inn i tre ulike kategorier: 1) fulldyrka jord som kan høstes maskinelt og pløyes, 2) overflatedyrka jord som kan høstes maskinelt, men ikke pløyes til vanlig pløedybde og 3) innmarksbeite som ikke kan høstes maskinelt, men brukes som beite. For å kartlegge arealer som kan være ute av drift, sammenlignes årsversjoner

av jordbruksarealene i AR5 med utbetalingene fra søknadene om produksjonstilskudd i samme år. Arealene som ikke er omsøkt tilskudd dette året, regnes som antakelig ute av drift.

Datasettet omfatter fire ulike kartlag:

- Hele eiendommer som er ute av drift
- Eiendommer der kun en andel av arealet er ut av drift (minst 25 % av arealet)
- Jordbruksarealer som ikke entydig kan knyttes til en enkelt landbrukseiendom
- Jordbruksarealer ute av drift som ligger utenfor en landbrukseiendom (dette kan være arealer som er skilt ut fra en landbrukseiendom pga. omdisponering til vei eller bygninger, eller kantareal som ikke kan føres opp i søknaden)

Datasettet skiller også mellom den delen av jordbruksarealene som er maskinelt høstbare (fulldyrka jord og overflatedyrka jord) og det totale jordbruksarealet (fulldyrka jord, overflatedyrka jord og innmarksbeite). Dagens tilskuddssystem, der bonden kan søke om produksjonstilskudd, gir en indikasjon på aktiviteten på gården og tilhørende arealer, men siden systemet ikke er teigbasert, gir det ingen stedfestet informasjon om hvilke jordstykker aktivitetene nøyaktig foregår på. På aktivt drevne landbrukseiendommer er det ikke uvanlig å finne enkelte jordstykker som er gått ut av drift. Ofte er det arealer med ugunstige driftsforhold, for eksempel fordi arealet er for bratt, for vått eller at det er for smått for moderne landbruksmaskiner. Data fra produksjonstilskudd gir oss kun informasjon om hvor stor andel av eiendommen som kan være ute av drift, men vi vet ikke hvilken del av eiendommen som er ute av drift. I kartlaget «Andel av landbrukseiendommer» er derfor alle arealene til landbrukseiendommen markert med en andel. For arealer utenfor landbrukseiendommer og hele eiendommer vet vi mer nøyaktig hvilke arealer som er ute av drift.

Datasettet er utarbeidet på årlig basis siden 2018 og det lages årsversjoner når nye nasjonale data blir tilgjengelige. Dette gjør det mulig å undersøke dynamikken i arealer som går inn og ut av drift over tid. Ved å se på statusen til ett areal over flere år kan vi skille arealer som ikke mottok produksjonstilskudd kun i enkelte år fra de arealene som ikke mottok tilskudd flere år på rad. Sistnevnte arealer antas å ha større sannsynlighet for å faktisk være tatt ut av drift.

Arealer som er tatt midlertidig ut av drift (brakklagte arealer) skal i prinsipp også rapporteres inn i søknaden om produksjonstilskudd, men det er ikke alle gårdbrukere som gjør. Det er derfor usikkerhet knyttet til hvor mange av de brakklagte arealene som er tatt med i datasettet.

Det er videre viktig å presisere at datasettet kun fanger opp arealer det ikke er søkt produksjonstilskudd for. Det er ikke gitt at de kartlagte arealene faktisk er ute av drift. Statsforvalteren i Vestfold og Telemark gjennomførte i 2021 en undersøkelse av jordbruksarealer markert som ute av drift for å evaluere nøyaktigheten av NIBIO's datasett. Alle 23 kommuner i fylket ble bedt om å undersøke og innrapportere status og tilstand av jordbruksarealene i kommunen. Mens NIBIO's datasett anslår at 11 % av jordbruksarealene ikke mottok produksjonstilskudd, tyder resultatene fra 16 av de 23 kommunene på at det er bare 4 % som faktisk er helt ute av drift (Aasmundsen og Vale 2021). Det betyr at mindre enn 40 % av arealene i kartleggingen faktisk er ute av drift.

Årsakene til at mange arealer som fortsatt skjøttes ikke får utbetalt produksjonstilskudd kan være at eieren ikke ønsker å søke, eller ikke oppfyller kravene til å få produksjonstilskudd. Vi ser for eksempel at en del hestebestander ikke fanges opp gjennom produksjonstilskuddet og tilhørende beitearealer dermed ofte inkluderes i datasettet til tross for at disse er i bruk.

For å redusere usikkerhetene i forbindelse med hvor mye av arealene som faktisk er ute av drift, har vi i denne rapporten - som nevnt innledningsvis - kun inkludert arealer som ikke mottok produksjonstilskudd de siste seks årene. Selv om det fortsatt kan forekomme at arealer i drift

inkluderes, fjerner denne fremgangsmåten mange av de arealene som kun har vært ute av drift i enkelte år eller over noen få år.

Til tross for begrensningene, er dette datasettet det beste datagrunnlaget vi har i dag for å anslå mengde jordbruksareal som kan være ute av drift på nasjonalt nivå, uten å måtte oppsøke arealene i felt. Dersom datasettet skal brukes i forbindelse med gjennomføring av tiltak, er det anbefalt å gjøre en validering av den faktiske tilstanden av arealene lokalt.

2.2.2 Artsdatabanken og Artskart

Artsdatabanken har siden 2005 fungert som en nasjonal kunnskapsbase om arter og naturtyper i Norge. Siden 2018 er Artsdatabanken underlagt Klima- og miljødepartementet og har i dag et tett samarbeid med Naturhistorisk museum (UiO) samt en rekke andre forskningsinstitutter, forvaltningen og frivillige organisasjoner (Artsdatabanken 2024a). Artsdatabanken har blant annet et særskilt ansvar for forvaltningen av Norsk rødliste for arter og Fremmedartlisten.

Sammen med GBIF-Norge har Artsdatabanken lansert karttjenesten Artskart som sammenstiller all stedfestet informasjon om arter som har blitt observert i Norge. Dataene lar seg filtrere bl.a. basert på artsgrupper, rødlistestatus og fremmedartkategorier, tidsperiode eller region og kan lastes ned til videre analyser. Registreringene som ligger i Artskart stammer i hovedsak fra frivillige rapportører, både privatpersoner og fagpersoner (dataeiere). Dataeierne leverer data enten direkte til Artskart eller til GBIF der dataene automatisk blir hentet fra Artsdatabanken.

Privatpersoner kan bruke tjenesten Artsobservasjoner.no for å legge inn egne observasjoner. Artsdatabanken oppgir at over 60 % av all stedfestet informasjon registreres via denne nettjenesten (Artsdatabanken 2024b). De aller fleste observasjoner av karplanter gjøres av frivillige i Norsk botanisk forening.

Dataeierne er selv ansvarlige for kvaliteten av data som legges inn i Artskart, men Artsdatabanken gjennomfører i tillegg egen kvalitetssikring av en del av registreringene ved hjelp av rundt 140 frivillige eksperter. Artsfunn av rødlistearter og fremmede arter prioriteres for en slik kvalitetssikring. Andre tiltak for å begrense feilregistreringer er for eksempel at rapportøren varsles når man prøver å legge inn en art som ikke har blitt registrert i fylket eller kommunen tidligere.

Artskart er først og fremst en databank for stedfestete artsobservasjoner. Observasjonene skjer usystematisk og fanger kun opp tilstedeværelse av arter. Dataene kan derfor ikke brukes til å vurdere populasjonsendringer eller endringer i artssammensetninger. Når stedfestet informasjon fra Artskart brukes som datakilde, er det en rekke begrensninger en bør være oppmerksom på:

- *Stedsunøyaktighet:* Data i Artskart har varierende stedsnøyaktighet. Det kan forekomme avvik på opptil flere titalls meter samt feilregistreringer av koordinater. Nøyaktigheten av artsregistreringene er blant annet avhengig av lokale forhold som terreng og tredekning, hvilken type GPS som brukes og om den brukes på riktig måte.
- *Romlig skjevfordeling:* Vi finner ofte en større tetthet av artsobservasjoner i områder som er lett tilgjengelige og der det ferdes mange mennesker (f.eks. populære turområder, parker, verneområder, langs stier og veier) (Lázaro-Lobo m.fl. 2020). Det er vanskelig å fastslå om et område med stor tetthet av registreringer i Artskart faktisk er i større grad rammet av FSK enn et område med færre eller ingen registreringer. Data fra Artskart bør derfor ikke brukes til å direkte sammenligne områder i forhold til artsmangfold.
- *Observasjoner viser kun tilstedeværelse, ikke fravær:* Observasjoner fra Artsdatabanken viser kun at en art er (eller har vært) til stede på et gitt tidspunkt. Områder uten registreringer i Artskart kan likevel ha forekomster av FSK. Akkurat som nevnt ovenfor, kan data fra Artskart dermed ikke brukes til å direkte sammenligne ulike områder.

- *Overrepresentasjon av spesielle arter:* Det kan antas at noen arter er overrepresentert i Artskart, særlig de artene som er mer fremtredende i landskapet og enklere å bestemme (f.eks. hagelupin). FSK som er mindre kjente og mindre synlige kan følgelig lett gå under radaren (Guillera-Arroita m.fl. 2014).
- *Forflytning av arter:* Registreringer av mobile artsgrupper (f.eks. insekter, fugler) kan være utdaterte og er dermed forbundet med større usikkerhet enn for mer stedbundne artsgrupper, som planter. Mange fremmede skadelige arter kan imidlertid spre seg over større avstander på kort tid og dermed føre til at informasjon om FSK raskt blir utdatert.

Til tross for de nevnte begrensningene, inntar artsobservasjoner fra Artskart en viktig støttefunksjon i arbeidet med uønskete arter og fremstår i dag som et av kommunenes viktigste verktøy i planleggingen og utvalg av områder for tiltak. Artskart gir en oversikt over observasjonssteder og kan dermed peke på områder med høy tetthet av uønskete arter. Denne informasjonen kan være viktig for å prioritere områder for tiltak. Selv om ikke alle områder med forekomster av FSK fanges opp i Artskart (pga. manglende registrering), vil bekjempelsestiltak mot FSK i de områdene med registrerte forekomster alltid bidra positivt. Det anbefales likevel å verifisere riktigheten av artsregistreringene i felt før omfattende bekjempelsestiltak settes i gang.

2.2.3 Overvåkingsprogrammer for jordbrukslandskapet: 3Q og ASO

NIBIO har i dag ansvar for to utvalgsbaserte overvåkingsprogrammer for jordbruksarealer i Norge. I begge disse gjennomføres det også omfattende artsregistreringer av karplanter i felt. Programmene legger vekt på ulike typer jordbruksarealer med forskjellig bruksintensitet og supplerer dermed hverandre.

Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap (3Q) har pågått siden 1998 og omfatter beitemarker med alle bruksintensiteter (semi-naturlig beitemark og kulturbeitemark) i tillegg til villenger som betegner nedlagte jordbruksarealer (åker, eng og beite) i en gjengroingsfase.

Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO) ble satt i gang i 2021 og har hovedvekt på semi-naturlige enger (slåttemark, lauveng, naturbeitemark og hagemark). Disse arealtypene kartlegges også når de har gått ut av drift. Begge programmene er omtalt i mer detalj nedenfor.

Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap (3Q)

3Q-programmet ble etablert i 1998 og er basert på et utvalg av rundt 1000 1x1 km flater fordelt over hele landet (Dramstad m.fl. 2002, Stokstad m.fl. 2016). Formålet med 3Q er å fange opp endringer i jordbrukslandskapet knyttet til arealbruk, landskapselementer, kulturminner, tilgjengelighet av landskapet (f.eks. ferdselsveier og stier) og biologisk mangfold av karplanter, fugler, humler og dagsommerfugler. 3Q er lagt opp som en utvalgsundersøkelse som skal gi nasjonal og regional statistikk over både brutto- og nettoendringer i jordbrukslandskapet. Arealdelen i 3Q er i hovedsak basert på tolking av flyfoto. Intervallet mellom kartleggingene følger omløpsfotograferingen og har dermed en syklus på 5-8 år. Klassifikasjonssystemet omfatter 107 forskjellige arealtyper, i tillegg til en rekke linjeelementer, punkter, åkerholmer, gårdsdammer og stier. Landskapets heterogenitet og mangfold av ulike arealtyper vurderes gjennom en heterogenitetsindeks (Fjellstad m.fl. 2001).

Biologisk mangfold av karplanter og fugler er basert på feltregistreringer på et utvalg av disse overvåkingsflatene. Artsregistreringer gjennomføres med cirka 10 års (karplanter) og 3 års (fugler) mellomrom. Siden 2021 blir det i tillegg gjennomført feltregistreringer av humler og dagsommerfugler på ti 3Q-flater (Fjellstad m.fl. 2022). Den systematiske overvåkingen av karplanter foregår på 97 3Q-flater fordelt over hele landet. Innenfor flatene er det lagt ut permanente ruter på 8 x 8 m, til sammen 569 ruter, i beitemarker eller brakklagt jordbruksareal. Siden 3Q startet opp har rutene vært besøkt to ganger, i periodene 2004-2008 (1. omdrev) og 2011-2018 (2. omdrev). 3. omdrev startet i 2024.

Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO)

ASO er et nasjonalt, arealrepresentativt overvåkingsprogram som har fokus på semi-naturlig eng (Bår m.fl. 2021). Semi-naturlig eng er en type jordbruksareal som generelt sett er utsatt for å gå ut av drift og omfatter ofte «restarealer» der det ikke har vært mulig å intensivere driften på grunn av topografi, jordegenskaper, arealstørrelse eller framkommelighet med store maskiner. Slike arealer er ikke fulldyrket og de pløyes, innsåes og gjødsles dermed ikke. Dette medfører at de ofte er svært artsrike. Semi-naturlige naturtyper har en høy forvaltningsstatus på grunn av artsmangfoldet og fordi typene har blitt så sjeldne at de står på Rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018). Rødlitestatusen varierer mellom de ulike semi-naturlige naturtypene fra sårbar (VU) til kritisk truet (CR). Mens intensivering av jordbruksdriften og opphør av skjøtsel regnes som de viktigste påvirkningsfaktorene, trues semi-naturlige naturtyper også av klimaendringer og spredning av FSK (Hovstad m.fl. 2018).

I ASO inngår 100 områder på 10 x 10 km fordelt over hele fastlands-Norge. Innenfor hvert område har det blitt valgt ut ti flater à 500 x 500 m. Utvalg av områder og flater er fordelt over hele landet, men er ikke gjort helt tilfeldig. Utvalget er basert på en modell som sier noe om sannsynlighet for forekomst av semi-naturlige naturtyper. Alle semi-naturlige enger innenfor hver flate identifiseres og inngår i overvåkingen. Semi-naturlige enger avgrenses først basert på historiske og aktuelle flybilder før de blir sjekket i felt. På den måten sikrer man at også semi-naturlige enger langs hele tilstandsgradienten, altså også de i dårlig tilstand, blir fanget opp. I forbindelse med feltregistreringen vurderes mange variabler knyttet til tilstand på enga og artsinventaret. Forekomst av fremmede arter inngår som NiN-variabel (Natur i Norge) i tilstandsvurderingen (Halvorsen m.fl. 2016b). I tillegg blir fremmede arter stedfestet og registrert ved hjelp av Arter-appen (art, posisjon, naturtype) når disse blir observert i en semi-naturlig eng som inngår i flateutvalget til overvåkingsprogrammet. Tilgjengelige data baserer seg på perioden 2021-2023 og omfatter 3 av 5 år i et helt omløp.

Arealrepresentativ naturovervåking (ANO)

Ved siden av ASO og 3Q, ønsker vi også å nevne *Arealrepresentativ naturovervåking (ANO)*, selv om programmet i liten grad er egnet til å vurdere forekomsten av FSK i jordbruksarealer. ANO startet opp i 2020 som et nasjonalt overvåkingsprogram for overvåking av natur, i regi av Miljødirektoratet (Tingstad m.fl. 2019). I programmet inngår feltbesøk på ca. 1000 flater à 500 x 500 m, tilfeldig trukket fra SSBs rutenett over Norge. 1. omdrev ble avsluttet i 2024. På flatene oppsøkes alle tilgjengelige punkter (minimum 6, maksimum 18) som er valgt ut på forhånd etter et bestemt mønster. På punktene etableres det en 1 x 1 m permanent overvåkingsrute. I ruta registreres alle karplanter med dekningsgrad og samlet andel dekning av moser, feltsjikt, busker og trær, samt naturtype etter NiN. I en sirkel som utgjør 250 m² rundt punktet registreres også dominerende NiN-type med noen tilhørende tilstands- og strukturvariabler. FSK registreres dersom de finnes i ruta/sirkelen.

ANO dataene er i liten grad relevante for denne rapporten da punktene primært havner i den typen natur vi har mest av i Norge, dvs. i skog, myr og fjell, og punktene blir forkastet dersom de havner på sterkt endret mark, som det er mye av i jordbrukslandskapet. Semi-naturlig mark registreres også i ANO, men siden denne arealtypen kun utgjør en svært liten andel av det totale landarealet, fanges den ikke godt nok opp i ANO. ASO-programmet ble etablert for å supplere ANO med en bedre dekning av semi-naturlige enger. Til tross for det, kan data fra ANO i kombinasjon med andre data, være nyttige for å vurdere potensiell spredning av FSK fra jordbruksarealer til de naturlige økosystemene.

2.2.4 Data over spredningsveier og miljøfaktorer

Tilstedeværelsen av spredningskilder og spredningsveier påvirker i stor grad sannsynligheten for at FSK etablerer og sprer seg i jordbrukslandskapet. Det er derfor viktig å koble artsobservasjoner og jordbruksarealer til datasett som kan fortelle oss hvor disse ligger i forhold til hverandre (Figur 6). Typiske spredningsveier for FSK i landskapet er veier, vassdrag og bebygde områder. Til en viss grad

kan også friluftsområder med høy brukerfrekvens være spredningsveier. Hvilken betydning ulike spredningsveier har for FSK i landskapet diskuteres nærmere i kapittel 5.3.

Gjennom Norge digitalt-samarbeidet og en grundig tilrettelegging og koordinering av geodatainfrastrukturen i Norge, har vi i dag tilgang til et omfattende offentlig datagrunnlag av høy kvalitet. Dette gjelder også for data over de viktigste spredningsveiene for FSK. Tabell 1 gir en oversikt over relevante datasett og hvor disse kan hentes fra.

Miljøfaktorer som klima og terreng kan peke på områder hvor vi kan forvente at FSK klarer å etablere seg og overleve. Videre kan for eksempel jordegenskaper som innhold av næringsstoffer, pH-verdi, humusinnhold, jordpakning eller fuktighet ha betydning. Hvordan disse faktorene påvirker spredningsrisikoen vil diskuteres nærmere i kapittel 5.2.

Per i dag finnes det ikke kartdata for alle relevante faktorer. Vi har heldekkende data for klima, terrengforhold, kronedekning, samt estimer av markfuktighet. Faktorer på et mer detaljert nivå som f.eks. knyttet til jordsmonn finnes kun for områder der jordkartlegging har blitt gjennomført. Vi mangler i stor grad informasjon på teignivå ift. innhold av ulike næringsstoffer og pH-verdien. På hvilket nivå miljøfaktorer påvirker arters etablering og overlevelse er også artsspesifikt. I denne rapporten ser vi derfor kun på hvordan disse spiller inn på et mer overordnet nivå i forbindelse med jordbruksarealer ute av drift.

Tabell 1: Tilgjengelige heldekkende kartdata for spredningsveier og miljøfaktorer.

Type	Tema	Datasett	Kilde
Spredningsvei	Veinett	Nasjonal vegdatabank (NVDB), Statens vegvesen	Vegkart
Spredningsvei	Vassdrag (polygon)	FKB-Vann, Geovekst	Geonorge
Spredningsvei	Vassdrag (linje)	Elvenett-databasen, NVE	Geonorge
Spredningsvei	Tettsteder	Tettsteder, SSB	SSB kartportal
Spredningsvei	Bygninger	FKB-Bygg, Geovekst	Geonorge
Spredningsvei	Friluftsområder	Kartlagte friluftsområder, Miljødirektoratet	Naturbase, Geonorge
Miljøfaktor	Klima (Temperatur, nedbør)	Bioklimatiske variabler	WorldClim
Miljøfaktor	Terreng	Nasjonal digital høydemodell (NDH)	Geonorge
Miljøfaktor	Trekronedekning	Skogressurskart SR16, FKB-Grønnstruktur, NIBIO	Geonorge
Miljøfaktor	Markfuktighet (estimert)	Markfuktighetskart, NIBIO	Geonorge



Figur 6: Eksempelen viser registrerte forekomster av FSK (svarte trekkanter) i landskapet rundt jordbruksarealer som kan være ute av drift (oransje). Kartet til høyre illustrerer at området er karakterisert av mange potensielle spredningsveier (vassdrag og veier).

2.3 GIS-analyser

Jordbruksareal som kan være ute av drift og FSK observasjoner

Basert på de årlig oppdaterte datasettene «Jordbruksareal som kan være ute av drift» (2.2.1.) og artsobservasjoner fra Artskart (2.2.2) har vi gjennomført geografiske analyser ved bruk av programvaren QGIS. Målet med analysene var å få en bedre oversikt over FSK som er registrert på jordbruksarealer ute av drift og i umiddelbar nærhet til disse. Slike analyser kan også belyse eventuelle regionale forskjeller, både når det gjelder driftsforhold (hvor er det mer eller mindre arealer ute av drift og er arealene sammenhengende eller spredte) og risikobilde (om vi finner noen arter flere steder enn andre steder). For å begrense usikkerheten i «Jordbruksareal som kan være ute av drift» gjør vi en pre-prosessering før selve analysene. Vi har valgt å kun beholde de arealene som finnes i datasettene alle år fra 2018 til 2023. Det vil si at vi bruker bare de arealene som ikke mottok produksjonstilskudd for disse seks årene. Dette ble gjort ved å se på overlapp mellom de årlige kartlagene. Arealer som mottok tilskudd i enkelte år innimellom, ble dermed ikke tatt med i de videre analysene.

For å forenkle håndteringen av de fire ulike kategoriene, har vi slått disse sammen til to kategorier:

1. Jordbruksarealer som ligger **innenfor** en landbrukseiendom (hele eiendommer, andel av eiendom og arealer som ikke entydig kan tilordnes en enkelt eiendom)
2. Jordbruksarealer som ligger **utenfor** en landbrukseiendom

Arbeidet som gjelder overlapp («intersection») mellom ulike polygonkartlag medfører ofte at det oppstår en del mindre restpolygoner. Dette skjer når ulike kartlag klippes mot hverandre og når arealgrensene ikke helt stemmer overens. For å redusere denne typen restpolygoner, fjernet vi arealer som var mindre enn 1 dekar.

Vi har så sett på FSK-observasjoner som er registrert i Artskart på selve arealet ute av drift og registrerte FSK i kantsoner rundt arealene. I begge tilfeller begrenses FSK til observasjoner med funndato etter 2013, og kun i kategorien «menneskelig observasjon». Som en tilnærming til å vurdere FSK-observasjoner i kantsoner rundt «Jordbruksareal som kan være ute av drift» har vi undersøkt antall observasjoner funnet innenfor ulike avstander fra jordbruksarealet (10, 25, 50, 75, 100 og 200 m) med buffer-analyser.

Prioritering basert på kartdata

Ser vi bort fra overvåkingsprogrammene (2.2.3) sitter vi igjen med en rekke ulike typer stedfestet informasjon vi kan anse som heldekkende data, gitt sine begrensninger. Ved å kombinere FSK-observasjoner, «Jordbruksareal som kan være ute av drift», miljøfaktorer og mulige spredningsveier kan vi prøve å operasjonalisere noen av de tekstlige prioriteringene vi kommer fram til. Dette gjør oss i stand til å peke på spesifikke arealer eller områder som bør få ekstra oppmerksomhet. Aktuelle metoder kan være å telle eller måle lengde på objekter i datasettene innenfor en avgrensning. Disse kan også vektet ulikt. Videre kan vi måle avstander fra for eksempel jordbruksarealet til nærmeste FSK-observasjon eller mulige spredningsveier. Egenskapene vi måler kan tilegnes enkeltobjekter, som et jordstykke, eller aggregeres til et område (f.eks. rutenett eller buffersoner). Her er det mange muligheter og en omfattende analyse er utenfor rammene av denne rapporten. Vi vil imidlertid ta for oss et mindre område som eksempel og illustrere noen av mulighetene i kapittel 6.2.

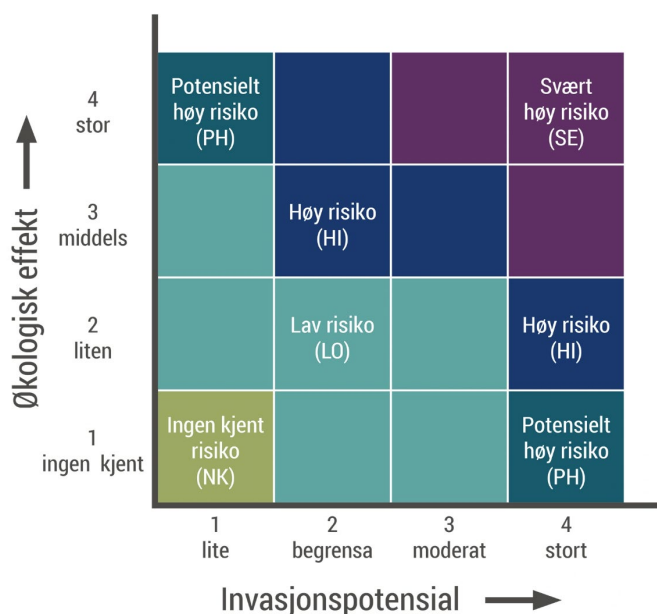
3 Fremmede skadelige karplanter (FSK)

Artsdatabanken har utarbeidet **fremmedartslista** som gir en oversikt over fremmede arter i Norge (Artsdatabanken 2023a). Artene er også risikovurdert i lista. Risikokategorien er en vurdering av den økologiske risikoen artene representerer for norsk natur, basert på en standardisert metode (Sandvik m.fl. 2017). Fremmedartslista er relevant når det skal utarbeides forskrifter og lovverk som regulerer innføring og bruk av fremmede arter. Den er også viktig når det skal settes inn tiltak mot disse.

Hvilken økologisk risiko en fremmed art utgjør er en funksjon av artens invasjonspotensial, dvs. potensialet den har for spredning og etablering, og økologiske effekt, dvs. i hvor stor grad arten påvirker naturen negativt. Det er fem risikokategorier: svært høy risiko (SE), høy risiko (HI), potensielt høy risiko (PH), lav risiko (LO) og ingen kjent risiko (NK). Disse er gjengitt i en to-dimensjonal matrise, der x-aksen viser artens invasjonspotensial og y-aksen økologisk effekt (figur 7).

En fremmed art som skårer høyt på både invasjonsaksen og effektaksen utgjør en høy økologisk risiko i naturen, og ender dermed i en høy risikokategori (figur 8). Arter som faller utenfor definisjoner og avgrensninger blir ikke vurdert, og havner i kategorien ikke risikovurdert (NR). Artsdatabanken har satt grensen ved år 1800 for hvilke arter som skal risikovurderes. Arter som var etablert per år 1800 blir ikke risikovurdert. For at en art skal kunne defineres som etablert må den ha reproduisert seg selvstendig sammenhengende i mer enn 10 år (Artsdatabanken 2023a).

Fremmedartslista 2023 inneholder risikovurderinger av 2342 fremmede arter. Av disse er nærmere 20 prosent (441 arter) vurdert til å være såkalte høyrisikoarter – det vil si at de er vurdert til kategorien høy risiko (HI) eller svært høy risiko (SE). Fremmedartslista omfatter ulike artsgrupper der karplantene utgjør den største gruppen (Artsdatabanken 2023b). Innen artsgruppen karplanter, inneholder fremmedartlisten 1240 arter, hvorav 206 er vurdert som høy risiko (HI) eller svært høy risiko (SE).



Figur 7: Matrisen viser ulike kombinasjoner av invasjonspotensial og økologisk effekt, og hvilken risikokategori det gir. Begge aksene i matrisen inneholder fire delkategorier som viser hhv. artens invasjonspotensial og økologiske effekt (Artsdatabanken 2023b).



Figur 8: Parkslirekne (SE) er et eksempel for en svært aggressiv FSK med stor invasjonspotensial og stor negativ påvirkning av naturen. Foto: Ulrike Bayr, NIBIO

3.1 Forutsetninger for etablering av FSK

Risikoen for at FSK etablerer seg påvirkes av miljøfaktorer, arealegenskaper og landskapskonteksten i tillegg til egenskaper ved artene. Generelt er alle planter avhengige av noen få grunnleggende, primære miljøfaktorer: lys, temperatur, tilgang til vann og næring (Lüttge og Kluge 2012). I tillegg påvirkes plantene indirekte av flere sekundære faktorer som f.eks. klima, terrengform, berggrunn og jordsmonnet. Ved siden av disse ytre faktorene vil også konkurranse mellom plantene om de samme ressursene, være avgjørende for hvor en plante klarer å etablere seg.

På en større geografisk skala (regionalt og globalt) er det de klimatiske faktorene som har størst betydning for hvor FSK vil kunne etablere seg. Det er særlig minimumstemperaturen i vinterhalvåret og maksimumstemperaturen i sommerhalvåret som har mest å si, fordi disse begrenser i hvilke geografiske områder en FSK-art vil kunne overleve (Lázaro-Lobo m.fl. 2020). På lokalt nivå ser det ut som om steds-spesifikke faktorer og arealbruken har langt større betydning enn klimafaktorer (Ibáñez 2009). I faglitteraturen løftes det frem tre grunnleggende faktorer som har mest å si for om et område blir invadert av en ny planteart eller ikke (Davis m.fl. 2000, Catford m.fl. 2011). Disse er:

- a. Mengde og frekvens av tilførte diasporer (f.eks. frø, sporer eller frukt)
- b. Egenskapene til den invaderende arten
- c. Arealets sårbarhet for invasjon

a. Mengde og frekvens av tilførte diasporer (engl. «*propagule pressure*»)

Plantenes formeringsenheter kalles også 'diasporer' og beskriver de reproduktive delene av planten som frø, sporer, stiklinger eller frukt. Mengde og frekvens av formeringsenheter som tilføres et areal har vist seg å være den viktigste faktoren som påvirker sannsynligheten for at FSK lykkes i å etablere seg på lokalt nivå (Rouget og Richardson 2003, Stringham og Lockwood 2021, Leung m.fl. 2012).

Særlig på steder med kort avstand til allerede etablerte FSK-bestander er tilførsel av diasporer avgjørende (Rouget og Richardson 2003). Når mengden frø eller andre diasporer øker, øker også sannsynligheten for at noen av disse vil finne et egnet sted for etablering. Høyere antall og hyppigere tilførsel øker muligheten for at noen individer overlever og etablerer seg, selv i områder hvor forholdene kanskje ikke er optimale for arten. Tilførsel av diasporer kan dessuten ansees som en selvforsterkende prosess. Mange skadelige planter har en sterk formeringsevne og kan produsere store mengder frø. Hvis disse plantene klarer å etablere seg og begynner å spre frø over et større område, vil tilførselen av frø i omkringliggende arealer øke raskt.

b. Egenskaper til den invaderende arten

Den andre viktige faktoren er egenskaper ved den invaderende arten og dens krav til leveområdet. Hver art har et visst toleranseområde for de primære miljøfaktorene med minimums- og maksimumsgrenser som begrenser under hvilke forhold planten vil kunne overleve. Innenfor dette området er det et "optimum", eller det ideelle punktet for en miljøfaktor, hvor planten vil vokse best. Ved stor konkurranse om ressursene vil planten ofte være nødt til å tåle mindre optimale forhold. Så lenge forholdene ligger innenfor artens toleranseområde, vil den være i stand til å tilpasse seg, men veksten vil være påvirket. Hver plante har sine individuelle toleransegrenser og optimumsnivåer for hver miljøfaktor, og disse er førende for hvor og hvordan den kan vokse. Det er dermed ikke mulig å konkludere på generell basis hvilke av disse faktorene som avgjør om FSK klarer å etablere seg på et sted. Dette må i så fall vurderes individuelt for den spesifikke FSK-arten. Likevel er kunnskapen om disse grunnleggende faktorene viktig for en generell forståelse av mekanismene som ligger bak spredningen av FSK. Det bør også nevnes at mange FSK-arter har utviklet strategier for å endre miljøforholdene eller benytte seg av de begrensede ressursene på voksestedet til sin fordel – noe som gir dem et konkurransefortrinn ovenfor andre arter. Dette kan for eksempel være at planten produserer et stort antall frø, vokser raskt for å nå tidlig frem til lyset og overskygge mindre konkurransedyktige arter eller at arten tåler skygge bedre enn andre arter.

c. Arealets sårbarhet for invasjon

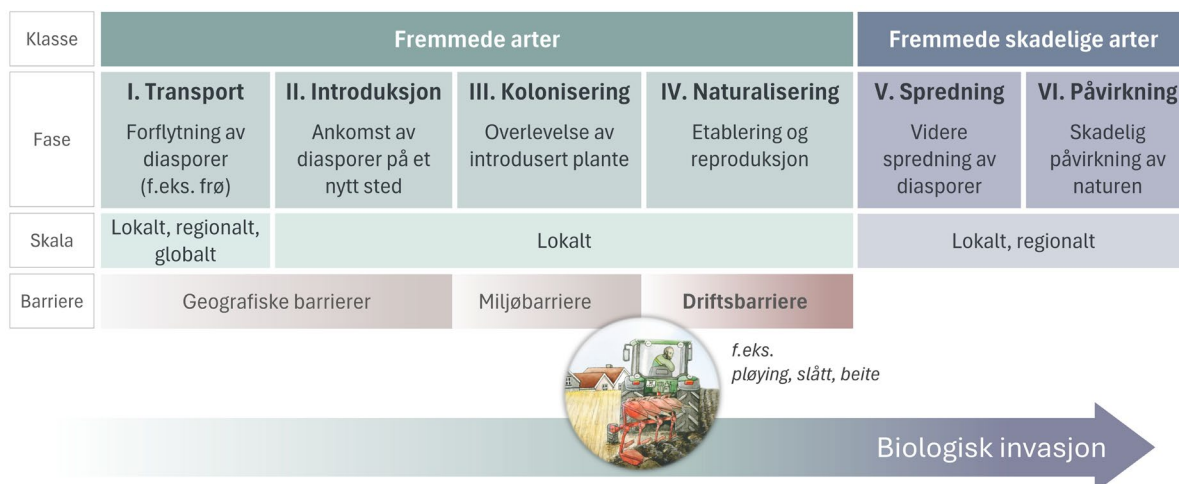
Arealer har ulik grad av sannsynlighet for å bli invadert av FSK. Lonsdale (1999) bruker ordet «invasibility» som refererer til områdetets mottakelighet eller sårbarhet for at de tilførte formeringsenhetene har suksess og at arten klarer å etablere seg. Generelt sett sier man at intakte økosystemer er mer motstandsdyktige enn forstyrrete økosystemer og dermed har høyere resistens mot invasjon. Chytrý m.fl. (2007) viser til at arealer preget av tørre eller svært fattige vegetasjonstyper (f.eks. lynghei, fattig myr eller fjellhei) er vanskelige å invadere for FSK. I motsetning til det, vil arealer som er påvirket av menneskelig aktivitet, som jordbruksareal, være mer utsatt for å bli invadert av FSK siden disse er sterk forstyrrete økosystemer som er avhengige av kontinuerlig skjøtsel som kontrollerer artssammensetning. Jordbruksdriften i seg selv kan allerede innebære en større risiko for innførsel og etablering av FSK. Men også endringer i den økologiske tilstanden, som følge av redusert bruksintensitet eller opphørt drift, påvirker samspillet mellom miljøfaktorene og konkurransen mellom arter. Dette kan gjøre slike arealer mer utsatt for etablering og spredning av FSK. Faktorene som avgjør spredningsrisikoen for FSK i jordbruksarealer ut av drift diskuteres nærmere i kapittel 5.

3.2 Hvordan fremmede skadelige planter sprer seg i landskapet

Etablering og spredning av fremmedarter er en prosess som kan deles inn i ulike faser som innebærer både en romlig og tidsmessig dimensjon (Leung m.fl. 2012). I spredningsøkologien brukes ofte begrepet «barriere» til å beskrive overgangene mellom hver fase og som enhver art må overkomme før den faktisk klarer å etablere seg varig på et nytt sted (Richardson m.fl. 2000). I litteraturen har det blitt brukt litt forskjellige begrep for de ulike fasene. Vi velger å gjengi inndelingen Catford m.fl. (2008) bruker etter at de har prøvd å systematisere tidligere begrepsbruk. Catford m.fl. (2008) beskriver de seks fasene som: 1) transport, 2) introduksjon, 3) kolonisering, 4) naturalisering, 5) spredning og 6) påvirkning (figur 9). De første fire fasene gjelder for alle introduserte arter, mens de de siste to fasene gjelder spesielt for fremmede skadelige arter.

I de første to fasene, transport og introduksjon, er det først og fremst geografiske barrierer som må overkommes. Dette skjer ved at for eksempel frøene til en plante transporteres fra sitt opprinnelsessted til et nytt sted. Hendrichsen m.fl. (2014) gir en oversikt over ulike måter en fremmed art kan transporteres og introduseres. Rapporten fastslår at de primære spredningsveiene for karplanter er: forvilling (53 %), som blindpassasjer (27 %), ukjent (13 %), plantet (6 %) og spredning fra naboland (0,2 %). Etter at arten først har blitt introdusert til Norge gjennom en av disse spredningsveiene, vil den potensielt kunne spre seg videre innenfor landegrensene (sekundær spredning). Dette skjer i hovedsak gjennom menneskelig aktivitet, for eksempel gjennom hageavfall som dumpes i naturen, flytting av jordmasser eller at planter rømmer fra gartnerier eller hager. Frøene kan også spres via klærne til mennesker, kjøretøy, pelsen til dyr eller via avføringen fra beitedyr.

Når frøet ankommer et nytt sted, er det miljøforholdene som f.eks. temperatur, lysforhold eller fuktighet i bakken som avgjør om arten klarer å overleve og kolonisere stedet. Hvilke miljøforhold en art kan tolerere er artsspesifikt og vil derfor variere mellom artene. Etter at en art har overkommet både geografiske og miljømessige hindre, vil den starte reproduksjon. Først i fjerde fase (naturalisering) regnes arten som etablert. I forbindelse med jordbruksareal vil aktiv jordbruksdrift, i form av slått, beite eller jordarbeiding, hindre plantene i å utvikle blomster og sette frø. Følgelig vil jordbruksdrift i denne fasen fungere som en barriere («driftsbarriere»), mens bortfallet av jordbruksdrift vil åpne opp for at FSK kan etablere og spre seg (figur 9).



Figur 9: Biologisk invasjon er en kompleks prosess med flere faser, hvor ulike barrierer må overkommes før en art kan betraktes som skadelig. De seks fasene følger inndelingen hos Catford m.fl. (2008).

I femte fase (spredning) sprer arten seg utover stedet den først ble introdusert til og invaderer omliggende arealer. Det er denne fasen som definerer en art som 'invaderende' og som ofte leder til en negativ påvirkning, definert som den siste fasen i spredningsprosessen.

Fremmede arter kan bli til invaderende arter, for eksempel som følge av arealbruksendringer og økt tilgang til spredningsveier. Et interessant eksempel for dette beskrives av Landa m.fl. (2011) i forbindelse med spredning av valnøtt (*Juglans regia*) i Sentral-Europa. Valnøtt, som også har registrerte forekomster i Sør-Norge, er en introdusert art som har blitt dyrket over flere århundrer i store deler av Europa. Arten har ikke vist invaderende egenskaper tidligere, men forskerne fant ut at arten, som vanligvis ikke klarer å overleve i jordbruksarealer som pløyes, har blitt mer invaderende i de senere tiårene som følge av at flere åkerarealer har gått ut av drift. Landa m.fl. (2011) setter dette også i sammenheng med økte bestander av kråkefugler som er den dominerende frøspreaderen for valnøtt i Sentral-Europa.

3.3 Gruppering av fremmede skadelige karplanter

Det finnes mange måter å gruppere plantearter på, for eksempel etter innbyrdes slektskap (taksonomi) etter bruksområde (matplanter), hvor de vokser (fjellplanter) eller etter farge. I jordbrukssammenheng har en tradisjonelt delt ugraset, dvs. de artene som konkurrerer med kulturartene, inn i fem hovedgrupper etter levealder og formeringsmåte (NIBIO 2019). Det vil si at inndelingen er tilpasset jordbrukskulturen de opptrer i.

Sommerrettårige ugras er avhengige av åpen jord og må ha mulighet til å utvikle seg og sette frø samme året. Dette er arter som man ofte finner i vårsådde kulturer som korn og potet. Fremmedartene hønsehirse (PH) og tunbalderbrå (PH) er i denne gruppa. **Vinterrettårige ugras** har evne til å overvintre både som liten plante og som frø i jorda. De kan dermed klare seg både i vårsådde og høstsådde kulturer. **Toårige og engangsblomstrende flerårige ugras** blomstrer normalt ikke før året etter de har spiret, og trenger to år for å fullføre livssyklusen. De er derfor mest vanlige i høstkorn, men også i 1. års eng, og kan dessuten forekomme i kornarealer med redusert jordarbeiding. Kjempebjørnekjeks (SE) er et eksempel på en flerårig engangsblomstrende art. Arter i denne gruppa kan også etablere seg i eng og beite dersom det oppstår åpninger i grasdekket på grunn av husdyrtråkk, fordi planter dør, kjøreskader osv. De fleste artene som blir sett på som ugras i eng og beite er imidlertid **flerårige arter**, enten **stedbundne** som høymol eller **vandrende** som kveke og åkerdylle. Russekål (SE) og vinterkarse (som var SE på fremmedartslista i 2017) er i gruppe stedbundne og ugrasklokke (HI) i gruppe vandrende.

Blaalid m.fl. (2017) delte 19 planteslekter med FSK i tre grupper etter levealder og spredningsmåte (vegetativt og/eller frøspredning). Kombinasjonen av disse egenskapen gir ulikt spredningspotensiale og dermed ulike metoder og strategier for å bekjempe eller kontrollere dem.

Gruppe 1 er langlevde busker med høy frøproduksjon som ofte blir spredt med fugler og pattedyr (dvs. via bær/frukt). De setter også ofte nye skudd fra rot eller stubbe. De er svært kostnadskrevenende å bekjempe mekanisk, noe som gjør det svært viktig å hindre lokal og regional spredning og frøbanketablering. **Gruppe 2** er kortlevde urter med stor frøproduksjon, hvor det viktigste tiltaket er å hindre frøsetting, for eksempel ved å slå plantene før eller ved blomstring. **Gruppe 3** er langlevde urter som oftest har vegetativ formering og enten er mattedannende eller har utløpere som danner rosetter. De spirer godt fra rot- og plantefragmenter og kan derfor lett spres ved flytting av jordmasser. I tillegg til disse tre gruppene, vil vi i denne rapporten tilføye **en fjerde gruppe**, nemlig langlevde trær med vindsprede frø, som for eksempel sitkagran. Tabell 2 viser gruppene og de tilhørende planteslektene fra Blaalid m.fl (2017) og noen eksempler på arter vi har funnet i våre undersøkelser.

Det er viktig å huske at ikke alle FSK kan plasseres bare i en gruppe. For eksempel sprer rynkerose seg både med spiselige frukter og med rotskudd, og tilhører dermed både gruppe 1 og gruppe 3. Vi mener likevel dette er en fornuftig gruppering av FSK siden den fokuserer på bekjempelsesmetode.

Tabell 2: Gruppering av FSK med noen av de vanligst forekommende FSK i våre analyser.

	Slekter fra Blaalid m.fl. (2017)	Arealer ute av drift	ASO	3Q
Gruppe 1: Langlevde busker med høy frøproduksjon og ofte spredd med fugl og pattedyr	blåheggslekta berberisslekta mispelslekta gullregnslekta leddvedslekta kornellslekta hylleslekta syrianslekta	Rynkerose Rødhyll Ulike mispler Gyvel	Rødhyll Rynkerose Ulike mispler	Rødhyll
Gruppe 2: Kortlevde urter og gras med stor frøspredning	springfrølekta spansk kjørvelslekta svineblomslekta lupinslekta	Hagelupin, Kjempespringfrø Tromsøpalme	Hagelupin	Ugrasmjølke Tunbalderbrå (PH) Vårpengeurt (PH) Hagelupin
Gruppe 3: Langlevde urter med stor evne til vegetativ formering	fredløsslekta gullbergknappslekta pestrotslekta, vindelslirekneslekta parkslirekneslekta storarveslekta gullrisslekta marikåpeslekta	Rynkerose, Kanadagullris Parkslirekne		
Gruppe 4: Trær med vindsprede frø		Platanlønn Sitkagran	Sitkagran Platanlønn	Sitkagran Platanlønn

3.4 Geografiske forskjeller

FSK er ikke et like stort problem overalt i Norge. For eksempel har Indre Oslofjord problemer med langt flere FSK enn andre deler av landet. Tidligere studier viser at temperatur er en svært avgjørende faktor for hvor en art klarer å overleve og etablere seg (Lázaro-Lobo m.fl. 2020, Jauni og Hyvönen 2010). En annen grunn for ulik geografisk forekomst av FSK kan være at arten ikke har vært lenge nok i Norge, slik at den foreløpig ikke har klart å spre seg til flere regioner.

Kjente arter som hagelupin, rødhyll, rynkerose og kjempespringfrø har spredd seg over det meste av landet med unntak av Finnmark og fjellet i Sør-Norge. Ugrasmjølke (også kalt amerikamjølke) er en mindre kjent art og er også observert over det meste av landet (figur 10.1). Sandlupin var først vanlig i Rogaland, men har de siste 10 årene også spredd seg til blant annet fjellområder (figur 10.2). Kanadagullris (figur 10.3) er svært vanlig på Østlandet, men finnes også på Vestlandet og i Trøndelag, mens sitkagran er vanlig langs hele kysten fra sør til nord (figur 10.4). En art som russesvalerot (figur 10.5) er et typisk problem i Indre Oslofjord. Tromsøpalme forekommer i flere lavtliggende steder i landet, men har et tydelig geografiske tyngdepunkt i Nord-Norge (figur 10.6).



1. Ugrasmjølke (*Epilobium ciliatum* subsp. *ciliatum*)



2. Sandlupin (*Lupinus nootkatensis*)



3. Kanadagullris (*Solidago canadensis* L.)



4. Sitkagran (*Picea sitchensis*)



5. Russesvalerot (*Vincetoxicum rossicum*)



6. Tromsøpalme (*Heracleum persicum*)

Figur 10: Kartene viser registrerte forekomster av utvalgte FSK i fremmedartkategorien SE (Svært høy risiko) i Norge i Artsdatabanken. Kartene bør ikke tolkes som utbredelseskart, men gir likevel en indikasjon på den geografiske spredningen av registrerte FSK. Kilde: Artsdatabanken.

Som omtalt innledningsvis i rapporten, er det også store geografiske forskjeller i hvor mye jordbruksareal som er ute av drift i de ulike landsdelene. Særlig Nord-Norge og Vestlandet har hatt en betydelig nedgang i antall aktive gårdsbruk, noe som har ført til at jordbruksareal har gått ut av drift (Aune-Lundberg m.fl. 2024). I disse landsdelene vil også risikoen for at FSK sprer og etablerer seg på jordbruksarealene være større enn for de mer intensivt drevne kornarealene på Østlandet eller i Trøndelag. I tillegg har både Nord-Norge og Vestlandet store kystområder som er spesielt utsatte for spredning av FSK på grunn av et mildere klima (figur 11).

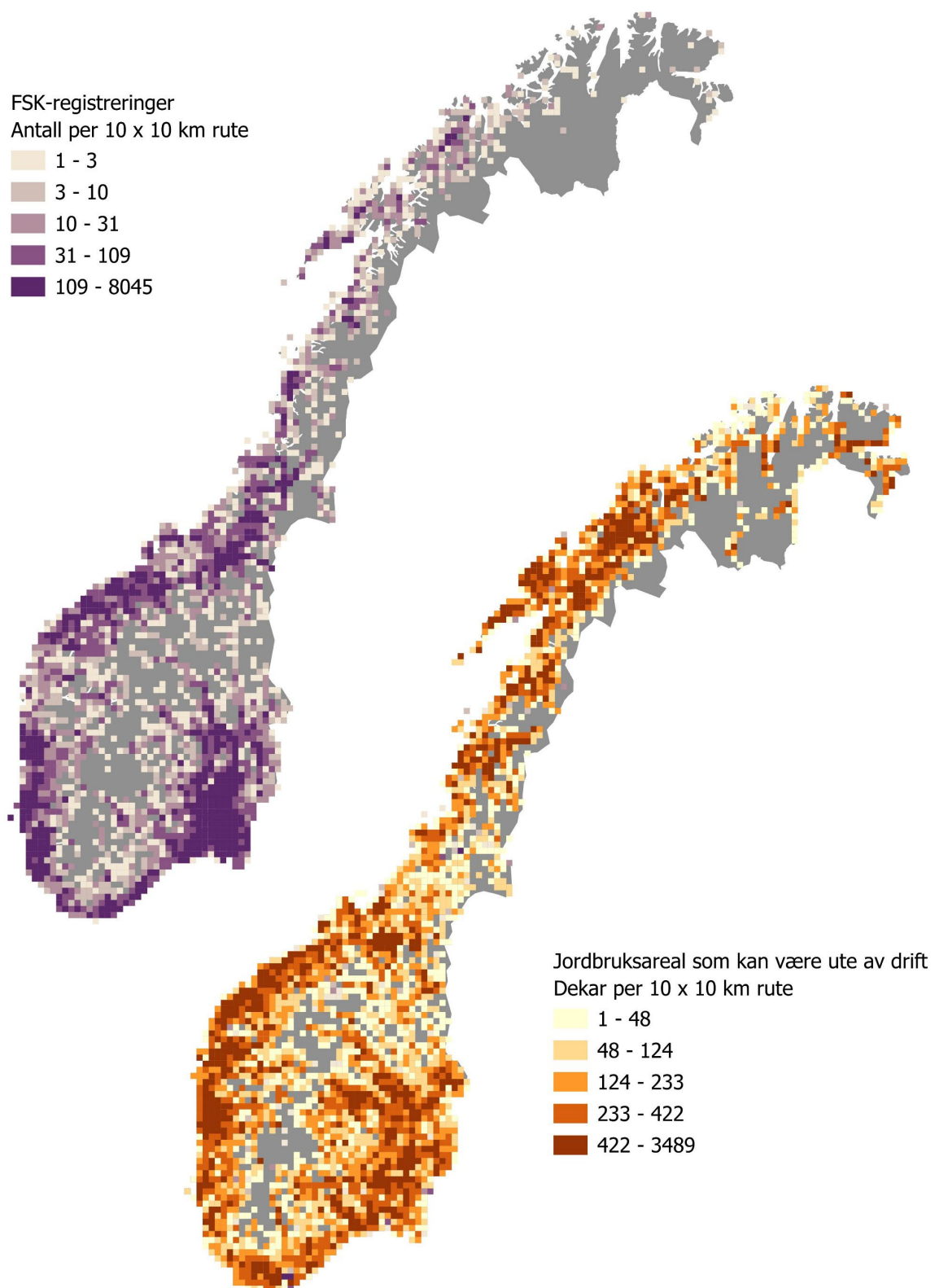
Kartet til venstre i figur 12 viser fordeling av de nær 279 000 registreringene av FSK i Norge som er brukt i våre analyser (2014-2023, fremmedartkategorier SE og HI). Registreringene er her vist som

antall observasjoner i 10 x 10 km store ruter. Mørkere lilla farge betyr større antall registreringer. De fleste FSK forekommer i de mildere, lavtliggende områder på Østlandet og langs hele kysten. Tyngdepunkter med store forekomster av FSK finner vi særlig i Oslofjordregionen og langs kysten i Sør-Norge og opp til Trøndelag.

Kartet til høyre viser fordelingen av jordbruksareal som kan være ute av drift, også dette for 10 x 10 km store ruter. Slike arealer finner vi overalt der det drives med jordbruk. Store mengder med arealer som kan være ute av drift finner vi særlig i Nordland, Troms og langs kysten på Vestlandet og Møre og Romsdal, samt i dalbygdene i Sør-Norge.



Figur 11: Sitkagran (*Picea sitchensis*) trives godt i kystlandskapet og kan spre seg til omkringliggende beitemarker og enger. Her i Askvoll kommune, Sogn og Fjordane. Foto: Dan Aamlid, NIBIO.



Figur 12: Venstre: Fordeling av de cirka 279 000 FSK-registreringene på 10 x 10 km ruter. Høyre: Fordeling av de cirka 790 000 dekar med areal som kan være ute av drift, som omtalt i denne rapporten. Dette er jordbruksareal som ikke mottok produksjonstilskudd de siste seks årene (2018-2023). Klassegrensene i begge kart er basert på kvantiler.

4 Forekomster av fremmede skadelige karplanter i jordbruksarealer, ASO og 3Q

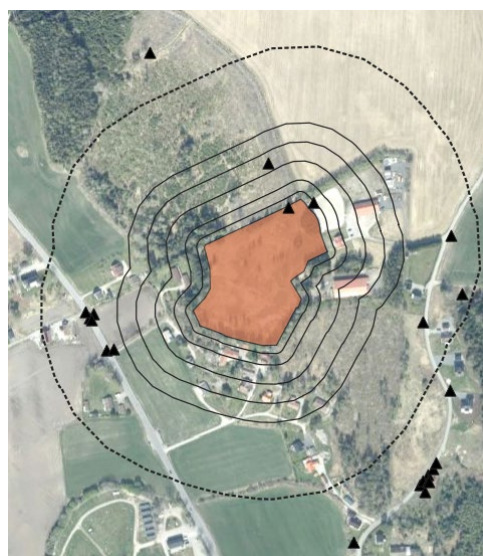
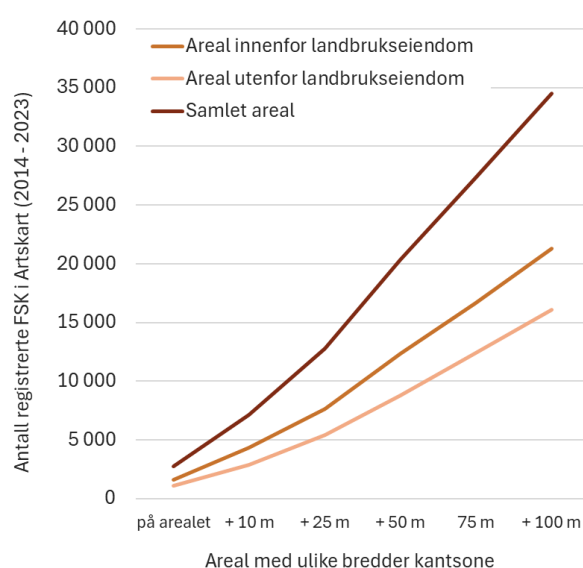
4.1 Artsobservasjoner på jordbruksarealer ute av drift

Ved bruk av GIS har vi undersøkt hvilke FSK som er registrert på jordbruksarealer ute av drift i Artskart de siste 10 år (fra 2014 til 2023; kun fremmedartskategoriene høy risiko HI og svært høy risiko SE; kun menneskelige observasjoner). I tillegg har vi beregnet antall registreringer innenfor ulike avstander fra selve jordbruksarealet, nemlig på 10, 25, 50, 75, 100 og 200 meter (Tabell 3).

Analysene viser at av de totalt 278 770 registreringer av FSK nasjonalt, faller 20 555 (7 %) på jordbruksareal. Av disse er kun 2 726 registreringer gjort innenfor jordbruksarealer som ikke mottar produksjonstilskudd, fordelt på 120 forskjellige arter. Ved å inkludere ulike bredder av kantsoner rundt arealene uten produksjonstilskudd øker antall registreringer imidlertid betydelig. Ved å inkludere en kantsoner på 10 meter økes antallet til 7 116 registreringer, ved en 25 meter kantsoner femdobles antallet til over 12 759 (figur 13). Utvides kantsonen til 200 meters bredde øker antall registreringer til nesten 60 840, dvs. 22 % av alle FSK-registreringer som er gjort i Artskart mellom 2014 og 2023.

Tabell 3: Antall registrerte FSK i kategoriene HI og SE mellom 2014 og 2023 innenfor arealene som ikke har fått utbetalt produksjonstilskudd over de siste seks årene og innenfor ulike avstander fra jordbruksarealet.

Arealkategori	Areal (dekar)	Areal (%)	Kun innenfor arealene	+ 10 m kant	+ 25 m kant	+ 50 m kant	+ 75 m kant	+ 100 m kant	+ 200 m kant
Arealer innenfor landbrukseiendom	645 157	83,2	1 634	4 354	7 649	12 357	16 655	21 320	40 240
Arealer utenfor landbrukseiendom	130 659	16,8	1 092	2867	5 448	8 800	12 396	16 099	31 250
Samlet areal	775 816	100	2 726	7 116	12 759	20 354	27 356	34 499	60 840



Figur 13: Antall FSK-observasjoner i jordbruksarealer ute av drift og inkludert ulike kantsoner rundt arealet. Illustrasjonen til høyre viser de ulike kantsonene på 10, 25, 50, 75 og 100 meter rundt et jordstykke, samt en noe større kant på 200 meter.

Satt i forhold til arealmengde er det flere registreringer av FSK på jordbruksarealer uten produksjonstilskudd (3,5 registreringer per km²) enn jordbruksarealer med produksjonstilskudd (1,7 registreringer per km²), se tabell 4. Enda større er forskjellen for arealene uten produksjonstilskudd. Her finner vi en større andel FSK registreringer på arealer utenfor landbrukseiendom enn på arealer som tilhører en landbrukseiendom. Regnet om i antall FSK-registreringer per km² er det 2,5 registreringer på arealer innenfor landbrukseiendom og 8,4 registreringer på arealer utenfor en landbrukseiendom (kun registreringer i perioden 2014-2023). Dette kan tyde på at FSK er en større risiko for jordbruksarealer som ligger utenfor en landbrukseiendom, muligens på grunn av mindre oppfølging og kontroll av slike arealer. Som tidligere påpekt i kapittel 2.2.2, kan det imidlertid også være en effekt av at artsregistreringer i Artskart har en skjevhet mot arealer som er lett tilgjengelige. Arealer utenfor en landbrukseiendom er ofte i kantsoner eller på kommunale områder som kan være lettere tilgjengelig for registratorer enn arealer på en landbrukseiendom. Om det faktisk er en forskjell mellom disse grupperingene, kan dermed ikke fastslås med sikkerhet.

Tabell 4: Antall FSK-registreringer i forhold til areal (km²) i de ulike kategoriene jordbruksareal med og uten produksjonstilskudd.

Arealkategori	Areal (dekar)	Areal %	Areal km ²	Antall FSK på arealene (2014-2023)	Antall FSK per km ² (2014-2023)
Jordbruksareal <u>uten</u> produksjonstilskudd (siste 6 år)	775 816	6,8	776	2726	3,5
• Innenfor landbrukseiendom	645 157	83,2	645	1634	2,5
• Utenfor landbrukseiendom	130 659	16,8	131	1 092	8,4
Jordbruksareal <u>med</u> produksjonstilskudd	10 551 819	93,2	10 552	17 829	1,7
Jordbruksareal totalt	11 327 635	100	11 328	20 555	1,8



Figur 14: Platanlønn er en FSK med mange registreringer i jordbruksarealer ute av drift. Foto: Dan Aamlid, NIBIO

Tabell 5 gir en oversikt over de 20 vanligste FSK-artene som er registrert i Artskart og som ligger på jordbruksarealer som kan være ute av drift. I tillegg vises antall registreringer som er gjort i en kantsone på 50 meter rundt jordbruksarealene. Det er stort sett de samme artene som er registrert innafor arealet og utafor i kantsonen, men rangeringen er noe ulikt. Som i tabell 4, viser tallene også her at en langt større andel av registreringer er gjort utenfor jordbruksarealet enn innenfor. Igjen kan dette sannsynligvis skyldes at kantsonene er enklere tilgjengelige for å kartlegge forekomster enn selve jordbruksarealet. Samtidig er det godt dokumentert at kantsoner, særlig veikanter, faktisk er hotspots for FSK. Det er derfor sannsynlig at fordelingen av registreringene i Artskart til en viss grad gjenspeiler dette faktumet, selv om størrelsesforholdet mellom registreringer som er gjort innenfor arealet og i kantsonen i virkeligheten vil være noe lavere.

Tabell 5: De 20 vanligste FSK-arter registrert i Artskart på jordbruksarealer ute av drift og i en kantsone på 50 meter rundt arealene.

FSK observasjoner i areal som kan være ute av drift (n=2726)			FSK observasjoner i en kantsone på 50 meter rundt areal som kan være ute av drift (n=17 628)	
Rang	Art	Antall observasjoner	Art	Antall observasjoner
1	Platanlønn	456	Platanlønn	4078
2	Sitkagran	308	Hagelupin	2900
3	Hagelupin	252	Sitkagran	1141
4	Kanadagullris	179	Parkslirekne	870
5	Rødhyll	173	Kjempespringfrø	794
6	Kjempespringfrø	162	Rødhyll	778
7	Rynkerose	138	Rynkerose	730
8	Bulkemispel	104	Kanadagullris	587
9	Parkslirekne	92	Tromsøpalme	525
10	Fagerfredløs	69	Fagerfredløs	474
11	Tromsøpalme	45	Bulkemispel	383
12	Sprikemispel	42	Kjempebjørnekjeks	241
13	Kjempebjørnekjeks	35	Skogskjegg	197
14	Dielsmispel	32	Dielsmispel	150
15	Gyvel	28	Hvitsteinkløver	139
16	Skogskjegg	23	Høstberberis	127
17	Fransk bergfuru	21	Sprikemispel	126
18	Hvitsteinkløver	20	Krypfredløs	121
19	Krypfredløs	20	Gyvel	120
20	Høstberberis	19	Lutzgran	110
	+ 100 til		+ 148 til	

4.2 Registrerte FSK i 3Q

I karplanteovervåkingen i 3Q-programmet har vi data fra to omdrev (fra årene 2004-2008 og 2011-2018). Av de 569 permanente prøveflatene (ruter) på 8 x 8 meter, som ble etablert i 1. omdrev, var det 31 som ikke lot seg rekartlegge i 2. omdrev, fordi de var blitt endret til enten fulldyrket mark, traktorvei, bolig-/hyttefelt eller jordsmonnet var fysisk fjernet.

I rutene ble alle karplanter (inkludert fremmede arter) med dekningsgrad (Hult-Sernanders dekningskala) registrert. Disse dataene ble siden brukt til å gruppere rutene i fire plantesamfunn (TWINSPAN analyse, se detaljer i Pedersen m.fl. 2020):

- a. *Naturbeitemark/utmark*: Karakteriseres av arter med tyngdepunkt i utmark bl.a. beiteskog, kystlynghei og myr, samt engarter knyttet til ugjødset beitemark
- b. *Moderat gjødset beitemark/fukteng*: I denne gruppen har arter knyttet til fuktenger, strandenger og moderat gjødset beitemarker et tyngdepunkt.
- c. *Gjengroende jordbruksareal*: Karakteriseres av nitrogentolerante arter som favoriseres når bruken opphører, dvs. arter knyttet til gjengroende, tidligere gjødset jordbruksareal bl.a. gjengroende beiter og åkerareal.
- d. *Kulturbeiter/forstyrret mark*: Karakteriseres av arter som kan knyttes til kultiverte innmarksbeiter og forstyrrelsespreget mark, bl.a. innsådde grasarter, åkerugras og tråktolerante arter.

For alle ruter (også de som ikke lot seg rekartlegge) ble det registrert en arealtype jmf. 3Qs egne koder for areal typer, utviklet primært for flyfototolkning. Eksempler på areal typer er beitemark uten busker og trær (åpen beitemark), beitemark med busker og trær, villeng uten busker og trær (åpen villeng), villeng med busker og trær, villeng med plantefelt, fulldyrka mark, løvskog, barskog, boligfelt m.m. (Engan og Bentzen 2017). Areal typene og plantesamfunnene gjenspeiler til en viss grad areal bruk og tilstand.

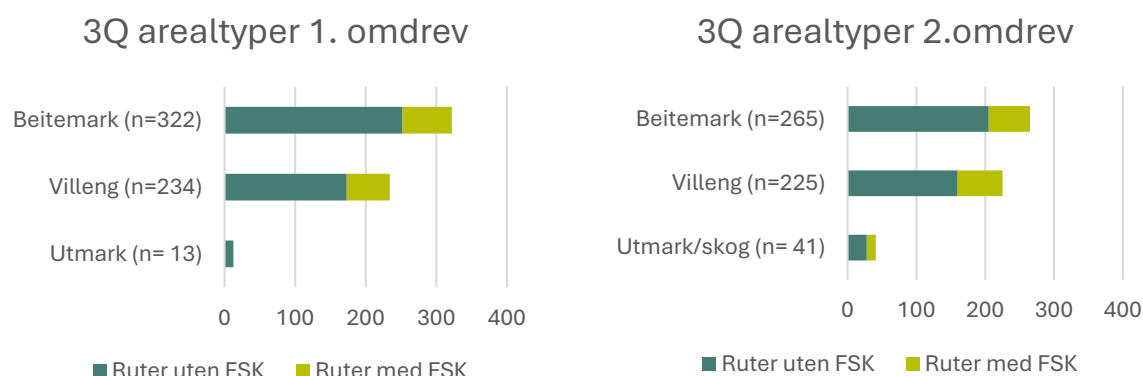
Legg merke til at vi også har inkludert arter i risikokategorien «potensiell høy risiko» (PH) i analysene av FSK-forekomster i 3Q-programmet.

Analysen av FSK innen de registrerte areal typene

I 1. omdrev ble rutene hovedsakelig etablert på beitemark i hevd, men også i «villeng». Kategorien «Villeng» beskriver jordbruksarealer som har gått ut av drift og som befinner seg i en gjengroingsfase. I kategorien villeng er det ikke skilt på om det gjengroende arealet er brakklagt beitemark eller åker.

Kategorien «beitemark» omfatter alle typer beitemarker, både semi-naturlige og kultiverte (f.eks. overflatedyrket mark og gjødset mark). På noen lokaliteter var det vanskelig å bedømme om enkelte ruter var i hevd som beite eller om de var nylig brakklagt. Disse fikk kategorien «usikker beitemark», og er i de videre analysene slått sammen med kategorien «beitemark». I tillegg til beitemark og villeng ble noen ruter i 1. omdrev kategorisert som «utmark», dvs. utmarksbeiter.

Fra 1. til 2. omdrev skifter en del av rutene arealkategori. Samlet sett reduseres ruter i kategorien beitemark fra 322 til 265. Antall ruter i kategorien villeng reduseres fra 234 til 225. Det blir flere utmarksbeiteruter, fra 13 i 1. omdrev til 20 i 2. omdrev. I 2. omdrev har også 21 ruter fra 1. omdrev utviklet seg videre fra villeng og beitemark til skog, og 31 ruter har blitt dyrket opp (de fleste av disse kunne ikke rekartlegges, og er derfor utelatt her). I de videre analysene i 2. omdrev har vi slått sammen kategoriene «utmark» og «skog» til en kategori. Antall ruter med FSK i de ulike kategoriene ved 1. og 2. omdrev er vist i figur 15.



Figur 15: Antall karplanteruter i 3Q fordelt på tre ulike arealtyper. Registreringene i omdrev 1 og 2 ble tatt med 10 års mellomrom.

Andel ruter med FSK i villeng-kategorien var henholdsvis 26 % (61 ruter) i 1. omdrev og 29 % (65 ruter) i 2. omdrev (tabell 6). Andel ruter med FSK i beitemarkene holdt seg stabil med henholdsvis 22 % (70 ruter) og 23 % (60 ruter). I kategorien utmark var det bare ett funn av FSK i en rute i 1. omdrev (8 %, se også tabell 7). I andre omdrev var andel ruter med FSK hele 32 % (13 ruter) i utmark/skog kategorien. Økningen skyldes primært ikke spredning, men at FSK allerede var til stede i beitemark- og villengruter, og fortsetter å være til stede når rutene endrer klasse som følge av suksisjon. Ugrasmjølke er eneste FSK registrert i klassen utmarksbeiter (ble funnet i fem ruter i 2. omdrev hvorav tre ruter var kategorisert som villeng og en som usikker beitemark i 1. omdrev). I bare tre av rutene klassifisert som skog ved 2. omdrev er det gjort funn av FSK som ikke var til stede i rutene fra før. Dette var vårpengueurt (i en tidligere villengrute), frømelde (i en tidligere beiterute) samt rødhyll (i en tidligere beiterute).

Tabell 6: Antall ruter med FSK i ulike arealtyper i prosent.

Arealtyp	Ruter med FSK (%) 1. omdrev	Ruter med FSK (%) 2. omdrev
Beitemark	22	23
Villeng	26	29
Utmark/skog	8	32

Resultatene viser en tendens til at FSK øker i villengene (tabell 7). I 2. omdrev ble det for første gang registrert krypfredløs og lutzgran, og noen villenger var blitt tilplantet med fjelledelgran og nobelgran. Kjempespringfrø var imidlertid blitt borte fra en villengrute som fortsatt var villeng ved 2. omdrev, hvilket kan tyde på at den aktivt har blitt fjernet. I beitemarkene er det betydelig færre FSK enn i villengene, men også her har det med sitkagran kommet inn et fremmed treslag i 2. omdrev.

Som tidligere nevnt er det mye dynamikk i datamaterialet. En del ruter med FSK i 1. omdrev har fortsatt FSK i 2. omdrev men skifter arealkategori. For eksempel har 10 beitemarkruter blitt til villeng og 8 villengruter har blitt til utmark/skog. Det er også en del ruter som har forekomster av FSK bare i 1. eller 2. omdrev. Når det gjelder beitemark er det 22 ruter som har FSK bare i 1. omdrev og 22 ruter som har FSK bare i 2. omdrev. For villeng er det 20 ruter som bare har FSK ved 1. omdrev og 24 som bare har FSK ved 2. omdrev. For utmark/skog er det 2 ruter som bare har FSK ved 2. omdrev. I beitemarker er det sannsynlig at beite og tråkk kan være hovedårsak til at noen FSK forsvinner. Beitedyra kan også medvirke til at FSK blir spredd inn i rutene f.eks. med frø som finnes i avføringen eller frø som har hengt på pels/klover. Arter som forsvinner fra villeng er hovedsakelig småvokste arter som ugrasmjølke og vårpengueurt, som antakelig skygges ut i videre suksesjonsforløp. Ugrasmjølke er imidlertid også den arten som kommer hyppigst inn i de 24 villeng rutene som bare

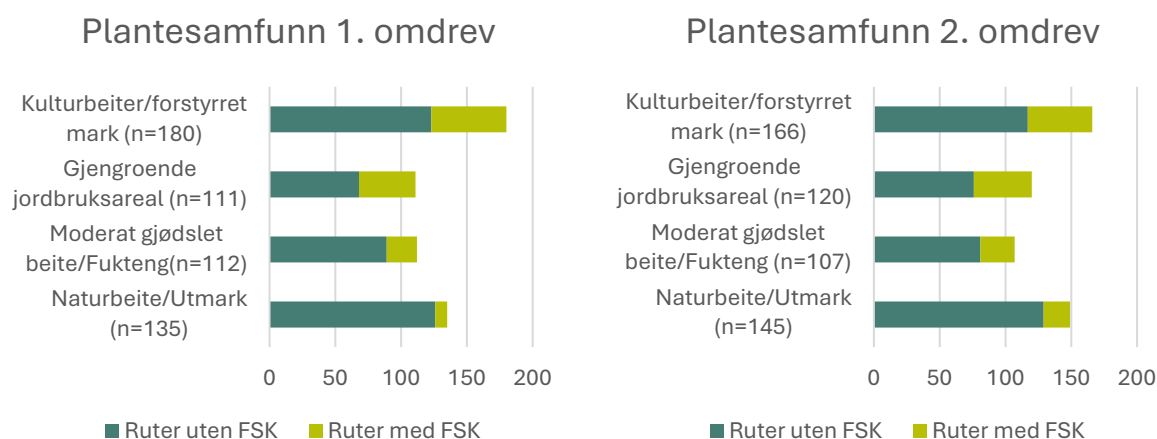
hadde FSK ved 2. omdrev. De fleste av disse rutene var villeng også i 1. omdrev, men det var også noen som var beitemark.

Tabell 7: Oversikt over arter i risikokategoriene SE, HI og PH funnet i de ulike arealkategoriene ved 1. og 2. omdrev, oppgitt i antall ruter de er funnet i.

Art	Villeng		Beitemark		Utmark/skog	
	1. omdrev	2. omdrev	1. omdrev	2. omdrev	1. omdrev	2. omdrev
	n=234	n=225	n=322	n=265	n=13	n=41
Alaskakornell (SE)	2					1
Bladfaks (SE)	1	2				
Blankmispel (SE)	1		1	1		1
Blåhegg (SE)	2	4				
Fjelledelgran (HI)		2				
Frømelde (PH)						1
Hagelupin (SE)	3	3				
Hvitgran (HI)	1	1				
Kjempepringfrø (SE)	1					
Krypfredløs (SE)		1				
Lutzgran (SE)		1				
Nobelgran (PH)		1				
Platanlønn (SE)	1	2	1	2		
Rødhyll (SE)	7	6	5	1		3
Sitkagran (SE)	2	2		1		
Spansk kjørvel (SE)				1		
Stikkelsbær (PH)	2	1	2	2		1
Syrin (SE)	1	1				
Tunbalderbrå (PH)	3	4	20	19		
Tysk mure (PH)		1	6	2		
Ugrasmjølke (SE)	38	40	37	37	1	7
Vårpengeurt (PH)	6	4	6	5		1
Antall arter	15	17	8	10	1	7
Antall høyrisikoarter (SE, HI)	12	12	4	6	1	4

Analysen av FSK i plantesamfunnene

I denne endringsanalysen fra 1. til 2. omdrev inngår bare 538 ruter, da vi her har utelatt de rutene som ikke lot seg rekartlegge (se ovenfor). Ved 1. og 2. omdrev har gruppen «Gjengroende jordbruksareal» den høyeste andelen ruter med funn av FSK, henholdsvis 39 % og 37 % ved 1. og 2. omdrev (figur 16 og tabell 8). For «Kulturbeiter/forstyrret mark» er andelen henholdsvis 32 % og 30 %. For «Moderat gjødslet beitemark/fukteng» er andelen økt litt fra 21 % til 24 %. Gruppen «Naturbeitemark/utmark» er den gruppen som hadde den laveste andelen av ruter med FSK, men det var i denne gruppen vi ser den største endringen fra 1. til 2. omdrev, dvs. at andelen økte med 6 % (fra 7 % til 13 %). Som påpekt ovenfor, er det også i dette tilfellet slik at økningen ikke nødvendigvis skyldes spredning av FSK fordi det er mye dynamikk i datamaterialet – både i forhold til endringer i plantesamfunn og endringer i forekomsten av FSK. Så hadde, av totalt 538 ruter, 49 ruter FSK kun i omdrev 2 (9 %), dvs. at FSK arter har spred seg til disse. Derimot hadde 42 ruter (8 %) FSK kun i omdrev 1, noe som betyr at FSK arter har forsvunnet fra disse. I 90 ruter (17 %) var FSK til stede i begge omdrev.



Figur 16: Antall karplanteruter i 3Q fordelt på fire plantefamfunn. Registreringene i omdrev 1 og 2 ble tatt med 10 års mellomrom.

Tabell 8: Antall karplante-ruter med FSK i ulike plantefamfunn i prosent.

Arealtype	Ruter med FSK (%)	Ruter med FSK (%)
	1. omdrev	2. omdrev
Kulturbeteier/forstyrret mark	32	30
Gjengroende jordbruksareal	39	37
Moderat gjødslet beite/fukteng	21	24
Naturbeitemark/utmark	7	13

Analysene av plantefamfunnene gir mye av det samme bildet som analysen basert på 3Q arealkategorier. Igjen er det de brakklagte arealene (gjengroende jordbruksareal) som har flest FSK-arter (tabell 9). Rødhyll og ugrasmjølke forekommer i flest ruter i denne gruppen (figur 18 og 19). Ugrasmjølke har også høy forekomst i gruppen kulturbeteier/forstyrret mark, men også i de to øvrige gruppene. Færrest FSK finner vi i kategoriene moderat gjødslet beite/fukteng og naturbeite/utmark. Dette er to kategorier med mye ekstensiv drift og dermed mye semi-naturlig preg. I naturbeite/utmark kategorien har det imidlertid kommet inn treslag som nobelgran (plantet), sitkagran og lutzgran (enten plantet eller spredt seg inn) og platanlønn (antakelig spredt seg inn) (figur 17).



Figur 17: Sitkagran er ett av de treslagene som øker i 3Q-ruter som tilhører plantefamfunnet «naturbeitemark/utmark». Her i kystlynghei. Foto: Dan Aamlid, NIBIO

Tabell 9: Oversikt over arter i risikokategoriene SE, HI og PH i de ulike plantesamfunnene ved 1. og 2. omdrev, oppgitt i antall ruter de er funnet i.

Art	Naturbeite/utmark		Moderat gjødslet beite/Fukteng		Gjengroende jordbruksareal		Kultarbeiter/forstyrret mark	
	n=135	n=145	n=112	n=107	n=111	n=120	n=180	n=166
	1. omd	2. omd	1. omdr	2. omd	1. omd	2. omd	1. omd	2. omd
Alaskakornell (SE)			2			1		
Bladfaks (SE)				1	1	1		
Blankmispel (SE)					1	1	1	1
Blåhegg (SE)		1	2	3				
Fjelledelgran (HI)						1		1
Frømelde (PH)						1		
Hagelupin (SE)			1	2	1	1	1	
Hvitgran (HI)					1	1		
Kjempespringfrø (SE)					1			
Krypfredløs (SE)		1						
Lutzgran (SE)		1						
Nobelgran (PH)		1						
Platanlønn (SE)		2			1	1	1	1
Rødhyll (SE)			2	1	7	9	3	
Sitkagran (SE)	1	2					1	1
Spansk kjørvel (SE)								1
Stikkelsbær (PH)	1				1	2	2	2
Syrin (SE)					1	1		
Tunbalderbrå (PH)					1	2	22	21
Tysk mure (PH)					4	2	2	1
Ugrasmjølke (SE)	8	14	12	16	26	26	30	29
Vårpengeurt (PH)			5	7	3	1	4	2
Antall arter	3	7	6	6	13	15	10	10
Antall høyrisikoarter (SE, HI)	2	6	5	5	9	10	6	6



Figur 18: Ugrasmjølke (*Epilobium ciliatum*) er en art vi finner mye av i 3Q-rutene i alle fire plantesamfunn. Foto: Egil Michaelsen



Figur 19: Rødhyll (*Sambucus racemosa*) er en hyppig busk på 3Q-ruter, særlig i villeng som er jordbruksarealer i gjengroing. Foto: Dan Aamlid, NIBIO

4.3 Registrerte FSK i ASO

I løpet av de første tre årene med registrering (2021-2023) er det registrert 426 semi-naturlige enger i ASO. Av disse er 90 enger registrert med fremmede arter, det vil si om lag 21 % av ASO-engene.



Figur 20: Antall registrerte ASO-enger med og uten funn av FSK vist for ulike klasser innenfor a) naturtype, b) tilstand, c) aktuell bruksintensitet, og d) rask suksesjon.

Ser man på de ulike semi-naturlige naturtypene som faller under semi-naturlig eng viser arealer som er beitet nå, dvs. aktuell bruk (naturbeitemark og hagemark) en noe høyere andel av enger med forekomst av fremmede arter i forhold til areal med slåttepreg (figur 20a og tabell 10). En mulig årsak kan være at tråkk fra beitedyr lager åpninger i vegetasjonsdekket og det gir bedre spiremuligheter og etableringsvilkår for invaderende arter.

Tabell 10: Andel av enger med FSK differensiert etter naturtype.

Naturtype	ASO-enger med FSK (%)
semi-naturlig eng	15,9
naturbeitemark	22,8
hagemark	30,4
slåttemark	18,1

Vurdering av tilstand til ASO-engene følger Miljødirektoratets kartleggingsinstruks (Miljødirektoratet 2024). I tilstandsvurderingen inngår variablene Rask Suksesjon (7RA-SJ), Aktuell Bruksintensitet (7JB-BA) som primærvariabler og Fremmedartsinnslag (7FA) og Gjødsling (7JB-GJ) som sekundærvariabler.

Figur 20b og tabell 11 viser at ASO-enger uavhengig av tilstanden kan være voksested for fremmede arter. Imidlertid øker andel enger med FSK jo dårligere tilstanden er.

Tabell 11: Andel av enger med FSK differensiert etter tilstand.

Tilstand	ASO enger med FSK (%)
svært redusert	27,5
dårlig	28,0
moderat	16,0
god	14,3

Ser man mer differensiert på enkeltvariabler som inngår i tilstandsvurderingen, ser det ut som at dersom *Aktuell bruksintensitet* er for svak eller bruken opphører øker muligheten for at FSK kan etablere seg i semi-naturlig eng (figur 20c og tabell 12).

Tabell 12: Andel av enger med FSK differensiert etter status for aktuell bruksintensitet.

Aktuell Bruksintensitet	ASO enger med FSK (%)
svak intensiv	17,8
ekstensiv	16,3
nokså ekstensiv	12,0
svært ekstensiv	21,4
ikke i bruk	29,0

Langs gjengroingsgradienten (Rask suksesjon) viser det seg at spesielt i tidlig og sein suksesjonsfase er andel ASO-enger med FSK-funn høyere enn i de intakte engene og de som er i en brakkleggingsfase (figur 20d og tabell 13).

Tabell 13: Andel av enger med FSK differensiert etter status for Rask suksesjon.

Rask suksesjon	ASO enger med FSK (%)
sein suksesjon	28,8
tidlig suksesjon	30,9
brakklegging	15,9
intakt	16,0

Til sammen har det blitt observert 35 ulike fremmede arter i ASO-engene. Artene med høyest forekomst er rødhyll (96 registreringer), sitkagran (36 registreringer), platanlønn (27 registreringer), rynkerose (21 registreringer), hagelupin (18 registreringer) og mispelslekt (10 registreringer). Det kan være registrert flere forekomster av samme art og/eller forekomst av ulike arter i samme ASO-eng.

FSK-arter i semi-naturlige enger gjennom NiN-kartlegginger

Datagrunnlaget for en artsbasert analyse er for lite for å kunne si noe om hvilke tilstandsvariabler som kan relateres til etablering av enkelte FSK-arter i semi-naturlig eng og om det finnes regionale forskjeller. Derfor ble det brukt et datasett som omfatter alle registrerte semi-naturlige enger gjennom NiN-kartlegginger i tidsrommet 2018-2024 (24 361 enger). Datasettet som ble brukt ble lastet ned fra Miljødirektoratets kartkatalog og heter «*Naturtyper på land (NiN)*» (<https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2031>)

Datasettet ble analysert for utvalgte FSK-arter som har høy forekomst i ASO-enger. Disse utvalgte artene/slektene er: platanlønn, rynkerose, rødhyll (hyllslekta), kjempespringfrø, mispelslekt

Tabell 14 viser at, uavhengig av tilstanden til engene, er utvalgte FSK-arter til stede. Forekomsten av de utvalgte FSK-artene er høyest i enger med dårlig tilstand. Disse har hele 40 % av de utvalgte FSK-artene. De to klassene dårlig og svært redusert inneholder til sammen 60 % av de utvalgte FSK-artene, mens de to klassene med best tilstand (god og moderat) har til sammen 40 % av de utvalgte FSK-artene. Vi ser den samme tendensen her som i ASO, at andel enger med FSK øker jo dårligere tilstanden er.

Tilstand	Seminaturlige NiN enger med utvalgte FSK (%)
svært redusert	20,0
dårlig	40,0
moderat	25,0
god	15,0

The figure consists of three maps of Norway, each showing the distribution of red deer (Cervus elaphus) in a different year: 1990 (left), 2000 (middle), and 2010 (right). The maps use red dots to represent individual red deer locations. In 1990, the distribution is sparse, with a few clusters in the south and west. By 2000, the number of red deer has increased significantly, with more clusters appearing in the central and northern regions. In 2010, the distribution is even more widespread and dense, with many more red deer located throughout the country, particularly in the southern and central regions. The maps also show the borders of the Norwegian counties and the locations of major cities.

NIBIO RAPPORT 11 (44)

Tabell 15: Tabellen viser fylkesvis fordeling av observasjoner av utvalgte FSK i seminaturlige enger kartlagt etter NiN mellom 2018-2024. Antall observasjoner er naturligvis påvirket av andel areal som har blitt kartlagt etter NiN i de ulike fylkene og hvor mye areal som har blitt klassifisert som semi-naturlig eng.

Fylkesvis fordeling av utvalgte FSK observasjoner i seminaturlige enger kartlagt etter NiN	
Fylke	Antall observasjoner
Rogaland	502
Møre og Romsdal	377
Østfold	209
Vestland	208
Vestfold	146
Trøndelag	146
Akershus	111
Agder	85
Innlandet	72
Buskerud	63
Nordland	28
Telemark	24
Oslo	13
Troms	6
Finnmark	0
Totalt	1990

Tabell 16 viser antall observasjoner av utvalgte FSK i seminaturlige enger kartlagt etter NiN mellom 2018-2024. Her ser vi at de artene som har flest forekomster er platanlønn, rynkerose, bulkemispel, sprikemispel, hagelupin, dielsmispel og rødhyll. Kjempespringfrø, krypmispel og gyvel er artene med færrest registreringer. Som vist i figur 21 er gyvel en regional art.

Tabell 16: Tabellen viser antall observasjoner av utvalgte FSK i seminaturlige enger kartlagt etter NiN mellom 2018-2024.

Utvalgte FSK observasjoner i seminaturlige enger kartlagt etter NiN	
Art	Antall observasjoner
Platanlønn	610
Rynkerose	222
Bulkemispel	213
Sprikemispel	205
Hagelupin	163
Dielsmispel	161
Rødhyll	159
Blankmispel	121
Kjempespringfrø	60
Krypmispel	55
Gyvel	21
Totalt	1990

5 Spredning av fremmede skadelige karplanter i jordbruksarealer ute av drift

5.1 FSK i jordbruksareal

I denne rapporten har vi først og fremst sett på risikoen for at FSK sprer seg til jordbruksarealer fra de omliggende arealene etter driften har blitt lagt ned. Men uønskete arter kan også nå frem til jordbruksarealene mens de fortsatt er i drift og dermed gjøre selve jordbruksarealet til en spredningskilde til arealene rundt.

Såfrø til jordbruksformål kan inneholde en del ugras, dvs. arter som uforvarende har kommet med under frødyrkinga. Ofte inneholder frøblandinger også fremmedarter, f.eks. i frø til pollinatorvennlige frøblandinger der det både er med honningurt (LO) og blodkløver (PH). I tillegg innebærer jordbruk innføring av arter som ikke er naturlig forekommende i Norge. Poteten kom for eksempel til Norge på 1700-tallet. Moderne engdyrking startet med innkjøpt utenlandske såfrø på Østlandet ca. år 1850, og ble vanlig i hele landet først 50 år seinere (Daugstad 2017). Dagens engfrøblandinger består imidlertid stort sett av arter som har kommet til Norge før 1800, og er derfor ikke fremmedarter. Unntak er f.eks. bladfaks (SE) og blålusen (PH). Bladfaks er et eksempel på en invaderende art som har spredt seg fra åker og ut i kantsoner og omkringliggende areal. Den er konkurransesterk og fortrenger stede egne arter. Blant annet utgjør den en trussel mot sårbare og truede arter i kantsoner og i semi-naturlig eng f.eks. mot dragehode. Også fôrvalurt og fôrrundbelg er eksempler på dyrka fôrplanter som har vist seg å være invaderende.

Så lenge jordbruksarealet holdes i hevd vil det vanligvis være en viss kontroll på hvilke arter som vokser der, noe som begrenser hvilke FSK som kan etablere seg. Mange arter kan imidlertid eksistere i frøbanken over lang tid. Dersom slike arter har kommet inn i frøbanken, for eksempel under tidligere brakklegging, kan de dukke opp når driften opphører. I tillegg vil de kultiverte artene som er fremmet gjennom jordbruksdriften gradvis gå ut når driften opphører, noe som åpner for at nye arter, samt FSK, etablerer seg.

5.2 Spredningsrisiko inn i jordbruksarealer ute av drift

Generelt tilbyr jordbruksarealer som har gått ut av drift optimale forhold for at FSK kan etablere seg. Chytrý m.fl. (2007) peker på at det registreres flest fremmedarter i forstyrrete arealer påvirket av mye menneskelig aktivitet som dyrka mark, ruderatmark og arealer med mye tråkk. Også von Holle og Motzkin (2007) og Mosher m.fl. (2009) slår fast at jordbruksarealer som nylig har gått ut av drift har størst forekomster av FSK, tett fulgt av jordbruksarealer i sent suksessjonsfase som allerede har blitt til skog. Forekomsten var derimot lavest for arealer som fortsatt var i drift.

For naturen er jordbruk en forstyrrelse som varig endrer de kjemiske og fysiske egenskapene i jordsmonnet dersom aktiviteten foregår over lang tid (Kulmatiski m.fl. 2006, Neill m.fl. 2007). Jordbruk resulterer også i et mer åpent landskap enn det som hadde vært naturlig på de fleste steder, riktignok avhengig av jordsmonn. Tilgang til lys har vist seg til å være en sentral faktor for forekomsten av mange FSK, og åpne jordbruksarealer ser derved ut til å være mer utsatt for å bli invadert av FSK (Von Holle og Motzkin 2007). Flere studier fastslår at jordbruksarealer som befinner seg i en tidlig gjengroingsfase er mest mottakelig for FSK (Mosher m.fl. 2009, Catford m.fl. 2023), noe som samsvarer med resultatene vi ser i våre dataanalyser i ASO og 3Q.

I de senere gjengroingsfasene avtar andelen av mange FSK som følge av tettere vegetasjonsdekke og kronedekning som reduserer tilgangen til lys (Mosher m.fl. 2009, Ibáñez 2009). For semi-naturlige enger bekreftes dette også i våre analyser av datamaterialet i ASO (kap. 4.3.), der enger i tidlig

suksesjon viste en stor andel av FSK. Vi fant imidlertid også en høy andel av enger med FSK i sen suksesjon, men resultatet i denne kategorien baserer seg på få observasjoner, og de registrerte FSK-forekomstene kan hovedsakelig bestå av treslag og busker som ikke nødvendigvis går ut når engene gror igjen og blir til skog. I 3Q-materialet blir det færre FSK når villeng utvikler seg videre til skog, men noen langlevde busker, samt enkelte arter med stor frøproduksjon lever videre i ungsbogen.

Ved siden av lys, er også tilgang til næringsstoffer en avgjørende faktor for planteveksten. Jordsmonnet på jordbruksarealer er vanligvis mer næringsrik og har høyere nivåer av viktige næringsstoffer, særlig nitrogen og fosfor (Hobbs og Cramer 2007, Compton og Boone 2000). Også Kumar m.fl. (2006) fastslår at FSK ser ut til å være mest til stede i lavtliggende regioner med god tilgang til næringsstoffer. I tillegg er jordas pH-verdi i jordbruksarealer der det brukes kalk til jordforbedringen ofte noe høyere enn det som er vanlig i de fleste naturlige økosystemene (unntatt områder på kalkholdig berggrunn). Arealtyper med surt jordsmonn (dvs. pH-verdier under 5) har derimot en større resistens mot å bli invadert. En reduksjon av pH-verdien brukes for eksempel også i restaurering av arealer som har blitt invadert av FSK (Lira-Martins m.fl. 2024).

Gode lysforhold og tilgang til rikelige mengder næringsstoffer gir optimale vekstvilkår for invaderende arter. FSK kan utnytte den økte ressurstilgangen bedre enn stedegne arter i form av hurtig vekst og rask formering (Hobbs og Cramer 2007, Davis m.fl. 2000, Higgins og Richardson 2014). De spesielle forholdene i jordbruksareal vil også vedvare en viss tid etter at driften legges ned, samtidig som opphør av pløying, slått eller beite fjerner en viktig barriere for disse artene (se kapittel 3.2).

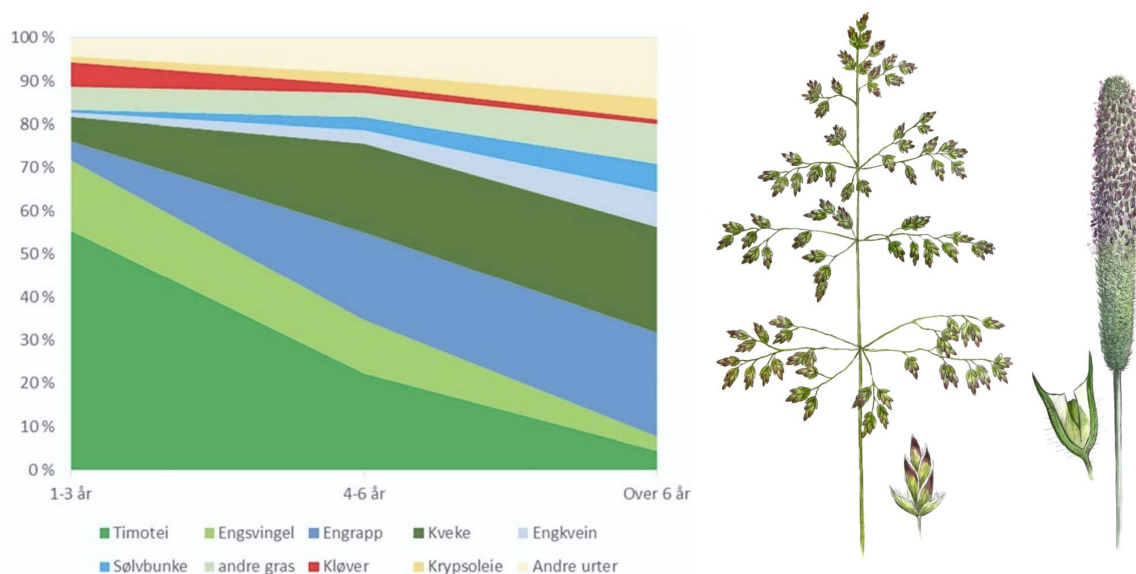
Forskjeller mellom ulike typer jordbruksareal

Konkurranse med stedegne planter og innsådde arter påvirker også hvor lett det er for FSK å etablere seg på et nytt sted. Generelt kan vi derfor forvente store forskjeller i hvor sårbare ulike typer jordbruksareal (åker, eng, beite) er for invasjon av FSK etter driften har blitt lagt ned.

Kulturvekstene i intensivt drevne **åkerarealer** (som korn, grønnfôr, poteter eller grønnsaker) dyrkes gjerne i monokultur og uønskete arter holdes effektivt nede ved bruk av plantevernmidler og pløying. Dette fører til at frøbanken, dvs. diasporer som ligger i jorda, vanligvis er svært fattig på stedegne arter (Moyo m.fl. 2022). Dersom åkerarealene går ut av drift, vil konkurransen om både plass og ressurser være minimal. FSK, som allerede har etablert seg i kantsonene, vil i så fall ha gode muligheter for å kunne spre seg videre inn i åkeren. Blant annet fant den tidligere nevnte studien om spredning av valnøtt til jordbruksarealer ut av drift i Polen, spirende individer kun i nedlagte åkerarealer, men ikke i nedlagte enger (Landa m.fl. 2011).

Engarealer og beitemark som går ut av drift vil generelt ha et større plantemangfold enn åkerarealer. Begrepene eng og beite omfatter mange ulike typer, avhengig av om disse er gjødslet, grøftet og pløyd (f.eks. kultureng, kulturbeite) eller udyrka og ugjødslet (f.eks. natureng, naturbeite, slåttemark; se også begrepsforklaringer i begynnelsen av rapporten). Artsmangfoldet og artssammensetning varierer i stor grad mellom disse typene og er blant annet avhengig av bruksintensitet (f.eks. graden av gjødsling og jordarbeiding) og alder. Det finnes flere studier som bekrefter Charles Elton (1958) sin teori om at arealer med høy artsrikdom av stedegne arter er mer resistente mot invasjon enn artsfattige arealer (Naeem m.fl. 2003, Ibáñez m.fl. 2021). Dette begrunnes med at et stort antall av arter optimalt utfyller eksisterende økologiske nisjer og dermed hindrer utbredelsen av invaderende arter. Det er imidlertid omstridt hvorvidt sammenhengene mellom stedegne og fremmede arter er gyldige på ulike skalaer. Noen studier tyder på at effekten kan være stikk motsatt på større romlige skalaer, noe som beskrives som «*invasion paradox*» (Eriksson m.fl. 2006, Fridley m.fl. 2007). Til tross for disse usikkerhetene, understøtter data fra 3Q den første teorien ved at de to plantesamfunnene «naturbeitemark/utmark» og «moderat gjødslet beite/fukteng» har færrest FSK. Begge plantesamfunnene inneholder mange arter som er typisk for semi-naturlig eng og er også de mest artsrike plantesamfunnene av de fire i 3Q-materialet (Pedersen m.fl. 2020). Det er

Plantemangfoldet i kultureng, som er en innsådd og gjødslet eng, øker gjerne med alderen. Figur 22 viser vanlige arter i fulldyrka eng i fjellbygdene i Sør-Norge og hvordan artssammensetningen endrer seg over tid. Lunnan og Todnem (2017) viser til at 23 % av engarealet i fjellbygdene i Sør-Norge er 9 år eller eldre. Det er gjerne de eldre engene som går ut av drift, ofte ved at driften ekstensiveres gradvis helt til den fullstendig opphører. På samme måte som semi-naturlig eng har større motstandsdyktighet mot gjengroing enn sterkt endra mark (Halvorsen m.fl. 2016a), er det rimelig å anta at suksessjon og gjengroing går saktere i eldre eng enn i ung eng, siden den eldre enga inneholder flere stedeagne arter. Dette kan også gjøre eldre kultuurenger mer resistente mot FSK.



Figur 22: De vanligste artene i fullyrka eng av ulike aldre. Tallene er basert på en undersøkelse i fjellkommuner, men gjelder også i stor grad for fulldyrka eng i andre deler av landet. Figur: Lunnan og Todnem (2017). Illustrasjon engrapp og timotei: Ulrike Bayr, NIBIO.

Ved siden av et høyere artsmangfold, har enger og beitemarker også et tettere vegetasjonsdekke enn åkerarealer, og dermed i mindre grad bar jord. Vi kan derfor gå ut fra at en kolonisering av slike arealer med FSK går noe saktere, selv om det ikke vil kunne forhindre fullstendig. Flere studier peker på at et tettere vegetasjonsdekke i gressmarker ikke hindrer FSK i å etablere seg, men at antall individer forblir lavere enn i arealer med et mer åpent vegetasjonsdekke (Catford m.fl. 2011). Særlig i beitemarker hvor det over lang tid med beiting har etablert seg en tykk grasmatte vil det uten høsting av biomassen bygge seg opp et tykt lag med visstent gras (strø) som vil gjøre det vanskeligere for frøspredde arter å etablere seg de første årene etter nedlegging (Pehrson m.fl. 2001). Over tid vil gressmatten likevel løse seg opp og dermed gi FSK mulighet å etablere seg (Figur 23).

Beitemarker, både i drift og ute av drift, er generelt noe mer utsatt for FSK enn kultuurenger fordi beitedyra ikke beiter jevnt, samt at beitedyr gjennom tråkk lager åpninger i det ellers tette vegetasjonsdekket noe som kan gi tilførte frø mulighet til å etablere seg (Rouget og Richardson 2003, Ibáñez 2009). Denne tendensen ser vi også i dataene fra ASO og 3Q der resultatene tyder på at beitemarker er noe mer utsatt for FSK enn arealer med mer slåttepreg eller mer fattige utmarksarealer. Det er også kjent at mange frøspredde planter spres med beitende dyr, enten ved at de fester seg i pelsen eller klauvene, eller at de spres ved at de blir spist (Svalheim og Sickel 2017). Det er ikke usannsynlig at FSK også kan spre seg på denne måten. I beitemark er det heller ikke uvanlig at FSK klarer å etablere seg mens arealene fortsatt er i drift. Enkelte arter som f.eks. kanadagullris er lite attraktiv for beitedyr og beites dermed ikke ned (figur 24).



Figur 23: Enger og beitemark som ikke lenger er i bruk vil medføre en opphopning av daugras som kan hindre etablering av FSK i flere år. Etter hvert vil den tette grasmatten løse seg opp slik at busker og trær kan etablere seg, her representert av platanlønn, mispel og rødhyll. Foto: Kristin Daugstad, NIBIO.



Figur 24: Kanadagullris er en vanlig FSK-art på nedlagte jordbruksarealer, men kan også etablere seg mens arealer fortsatt er i drift. Dette skjer særlig på beitemarker fordi dyrene unngår å beite på denne planten. Foto: Erling Fløistad, NIBIO

Beitemarker som har gått ut av drift ser ut til å ha en økt risiko for at FSK etablerer seg. Som en av få norske studier på FSK, har Nygaard og Øyen (2017) sett på spredning av Sitkagran (*Picea sitchensis*) til omkringliggende nedlagte beitemarker og kystlynghei i 13 forsøksfelt langs kysten i Nord-Norge og på Vestlandet. Resultatene viste at 93 % av spredningen skjedde innenfor 200 meter fra skogkanten,

med den sterkeste foryngelsen i avstander mellom 30 og 100 meter. Spredningsraten varierte imidlertid i stor grad mellom regionene (i snitt 0,8 m per år i Nord-Norge og 4,4 m på Vestlandet) (Nygaard og Øyen 2017). Dette eksempelet understreker også viktigheten av å ta hensyn til geografiske variasjoner i vurderingen av spredningsmønstre og -risiko (se også kapittel 3.4)

Oppsummering

Basert på den eksisterende kunnskapen og våre analyser av datamaterialet i ASO og 3Q, er det mye som tyder på at jordbruksarealer ute av drift faktisk er mer utsatte for å bli invadert av FSK enn andre areal typer. Som de viktigste punktene så langt kan nevnes:

- a. Jordbruksarealer er sterk forstyrrete systemer som fører til varige endringer av jordsmonnets egenskaper.
- b. Jordbruksarealer ute av drift tilbyr rikelig tilgang på næringsstoffer og lys, særlig i de tidlige fasene av gjengroingsprosessen.
- c. I åkerareal er det lite konkurranse om plass og ressurser fra stedegne arter som følge av en redusert frøbank.
- d. Åkerarealer er mer utsatt for å bli invadert enn beitemark og enger, men tråkk av beitedyr kan også øke risikoen i beitemark.
- e. Tilstand og artsmangfold av stedegne arter har mye å si for risikoen at jordbruksarealer blir invadert av FSK.
- f. Etablering av FSK i kantsoner før nedlegging av driften kan føre til en rask invadering av jordbruksarealet når skjøtselen opphører.

5.3 Landskapet rundt arealene påvirker spredningsrisikoen

5.3.1 Landskapsstruktur og heterogenitet

Forrige kapittel tok for seg hvordan ulike egenskaper og faktorer knyttet til selve arealet gjør at jordbruksarealer er mer utsatt for FSK enn andre arealtyper. Jordbruksarealer står imidlertid i et komplekst samspill med plantesamfunnene i de omliggende arealene. Hvilke arealtyper og landskapselementer som ligger i umiddelbar nærhet til jordbruksarealene har derfor mye å si for om, og hvor raskt, et areal invaderes av FSK (Vilà og Ibáñez 2011, González-Moreno m.fl. 2013). Mens det på regionalt nivå (>100 km) er først og fremst klimatiske forhold som bestemmer artenes utbredelse og spredning, har landskapsstruktur vist seg å påvirke mer på et lokalt nivå (< 1 km).

Landskapets struktur bestemmes først og fremst av komposisjon og konfigurasjon. Landskapskomposisjon beskriver hvor mye, og hvilke arealtyper et landskap består av. Landskapskonfigurasjon beskriver derimot den romlige fordelingen av disse arealtypene i forhold til hverandre, for eksempel om arealer av samme type klumper seg sammen i en del av området, eller om ulike arealtyper ligger spredt og danner en variert mosaikk. Det er godt dokumentert at heterogene landskap med mange ulike arealtyper tilbyr en større bredde av leveområder med ulike miljøforhold og dermed bidrar til økt biologisk mangfold (Kapfer m.fl. 2022, Katayama m.fl. 2014). Dette gjelder ikke bare for planter, men blant annet også for fugler (Pedersen og Krøgli 2019) og pollinerende insekter (Fjellstad m.fl. 2022). En årsak er at heterogene landskap er svært rike på korridorer og kantsoner som tilbyr mange potensielle leveområder for et stort antall forskjellige arter, samt at disse forenkler forflytning av arter mellom leveområder. FSK kan benytte seg av de samme korridorene for å spre seg i landskapet. Det er derfor ingen overraskelse at heterogene landskap kan fremme forekomsten av både stedege og fremmede arter (Kumar m.fl. 2006, Deutschewitz m.fl. 2003). Som påpekt tidligere, kan imidlertid høyt biologisk mangfold samtidig øke korridorenes motstandskraft mot FSK til en viss grad.

Deler av landskapet rundt jordbruksarealene kan også fungere som en barriere og dermed hindre spredning av FSK. Fra litteraturen vet vi at det er særlig aktiv drevne jordbruksarealer, skog og næringsfattige naturtyper som kan utgjøre en slik barriere (González-Moreno m.fl. 2013, Lázaro-Lobo m.fl. 2020, O'Reilly-Nugent m.fl. 2016).

Generelt er det liten tvil om at landskapsstrukturen spiller en viktig rolle for det biologiske mangfoldet, både av stedege arter og FSK. Det er likevel viktig å understreke at effekten varierer mellom arter. Noen FSK-arter viser faktisk motsatt effekt og har større forekomster i homogene landskap, noe som tyder på at effekten av landskapsstrukturen er artsspesifikk og ikke nødvendigvis lar seg generalisere (Lázaro-Lobo m.fl. 2020).

5.3.2 Kantsoner

Korridorer er sentrale elementer i landskapet og sørger for å knytte sammen leveområder. I jordbrukslandskap er det **kantsonene** som er den vanligste formen for korridorer. Når jordbruksarealer slås over tid sammen til større enheter fjernes f.eks. mange tidligere åkerreiner og smale skiller mellom jordstykker og eiendommer (se f.eks. Fjellstad og Dramstad 1998). Mange åpne bekker og grøfter ble også lagt i rør i en periode med høyt fokus på effektivisering i jordbruket, noe som også reduserte forekomsten av slike kanter.

De fleste kantsoner er, akkurat som jordbruksarealet, forstyrret mark og dermed spesielt utsatt for at FSK etablerer seg (Daugstad m.fl. 2018). Veikanter og kanter rundt jordbruksarealer viser seg til å være spesielt sårbare (Jauni og Hyvönen 2010). Kanter mot fulldyrket mark kan være tydelig påvirket av aktiviteter knyttet til jordbruksdrift, som avdrift av sprøytemidler og gjødsel eller kjøreskader, noe som også påvirker deres artssammensetning. Mange veikanter skjøttes som et trafikkisikringstiltak, og denne slåtten kan også bidra til spredning av arter med vegetativ formering. Kantsoner kan imidlertid

være svært variable, både med henblikk på artssammensetningen og den vertikale strukturen (dvs. andel busker og trær). Lázaro-Lobo m.fl. (2020) viser til at landskap med stor romlig tetthet av kantsoner kan være mer sårbare for å bli invadert av FSK. Særlig de delene av jordbruksarealene som ligger nærmest kantene har vist seg til å være mest påvirket av FSK (Catford m.fl. 2011). Med økende avstand fra kantsonen, avtar denne kanteffekten relativt raskt, mens den er vist å kunne vedvare opptil 200 meter fra kanten (Vilà og Ibáñez 2011).

Dajdok og Wuczyński (2008) har sett på forekomsten av fremmedarter på åkerarealer i drift og tilstøtende kantsoner i Polen. Mens FSK-arter var til stede både i åkeren og i kantsonene, var deres antall noe høyere i kantsonen. Tre arter som viste seg å være mest tilknyttet kantsonene var tunbalderbrå, orientveronika og mongolspringfrø, tre arter som også forekommer i Norge. Til tross for at enkelte FSK fantes i kantsonene understreker studien at kantsonene også er et viktig refugium for stedege arter.

Kantsoner i direkte tilknytning til jordbruksarealene kan følgelig også bli til en spredningskilde på fortsatt aktive landbrukseiendommer. Når for eksempel kantsoner med etablerte FSK slås, kan høyet utgjøre en risiko dersom det blir liggende etter slått, eller når høyet kjøres bort og lagres åpent andre steder på eiendommen. Frø fra planter i kantsonen kan også hekte seg fast i landbruksmaskiner og transporteres til andre deler av eiendommen.

«Mellomrommet»

I prosjektet «Mellomrommet» (2018-2021) registrerte vi karplanter i kantsoner på ti 3Q flater på Østlandet. Disse flatene inngikk tidligere i prosjektet 'Landskap i Endring' (2001-2004) der man gjorde en helinventering av karplanter i alle kartfigurer (Bratli m.fl. 2006). Vi registrerte karplanter i veikanter (kant mellom dyrket mark og vei), korridorer (med dyrka mark på hver side) samt i beitekanter (kant mellom dyrket mark og beitemark).

I løpet av 15 år hadde det kommet 13 nye FSK inn på disse kanttypene, hvorav seks FSK i kategorien svært høy risiko (SE) (blankmispel, høstberberis, kjempebjørnekjeks, kjempespringfrø, krypfredløs og syrin), fire i kategorien høy risiko (HI) (mellomvalurt, taggsalat, tatarleddved og tuja) og tre i kategorien potensielt høy risiko (PH) (brudespirea, buskmure og frømelde). Fem FSK ble ikke gjenfunnet (engrødtopp, gravbergknapp, klistersvineblom, prydstorklokke og sibirertebusk). Til sammen ble det registrert 35 FSK i kantsonene i de to periodene (18 i kategorien SE, åtte i HI og ni i PH) hvorav 33 ble funnet i veikanter (16 SE og åtte HI), 19 ble funnet i korridorer (11 SE og tre HI) og 12 i beitekanter (syv SE og en HI) (Sickel m.fl. under arbeid). Artene fordeler seg nokså likt på de første tre gruppene i inndelingen av FSK i kap. 3.3, dvs. at artene utmerker seg ved både å ha høy frøproduksjon (både langlevde busker og kortlevde gras og urter) eller stor evne til vegetativ formering (urter).

5.3.3 Avstand til andre spredningsveier og -kilder

I tillegg til landskapsstrukturen, kan avstanden fra jordbruksarealer ute av drift til potensielle spredningsveier påvirke arealets sårbarhet for FSK. Vi vurderer i denne rapporten kun spredningsveier i tilknytning til jordbrukslandskapet. For en oversikt over andre spredningsveier (f.eks. inn til landet) refereres til Hendrichsen m.fl. (2014).

Mange jordbruksarealer i Norge ligger i nærheten av tettsteder (Aune-Lundberg og Ulfeng 2020) og har derfor relativt kort avstand til mange potensielle spredningsveier. Ved siden av kantsoner, som allerede ble nevnt, er det særlig veier og vassdrag som er viktige spredningsveier for FSK (Zimmermann m.fl. 2015). I enda større grad enn kantsoner, er disse preget av mye gjennomstrømning, både når det gjelder biler, mennesker eller vann. Veier og vassdrag tilbyr dermed gode muligheter for frøtransport over både korte og lange avstander.

Veier og ferdselsårer kan ansees som de mest effektive spredningsveier for FSK (Ibáñez 2009) (figur 25). I tillegg er vegetasjonsdekket i veikantene ofte mer glissent enn andre arealer og gir dermed optimale forhold for at FSK lett kan etablere seg. De fleste jordbruksarealene ligger i tilknytning til en eller annen form for vei. Dette kan være alt fra traktorveier som stort sett brukes av grunneieren en gang iblant, til sterkt trafikkerte hovedveier. Trafikkvolum har vist å ha positiv sammenheng med spredningsavstander og etablering av fremmede arter i veikanten (Lemke m.fl. 2018). Gang og sykkelveier i tilknytning til veien vil sannsynligvis bidra i ytterligere grad. Det er ikke bare trafikken av biler og mennesker som kan bidra til transport av plantemateriale, men også vedlikeholdsarbeid og anleggsarbeid, samt kantslått der slåmaskiner ikke rengjøres tilstrekkelig (Statens vegvesen 2016). Siden 2007 har Statens vegvesen jobbet systematisk med både kartlegging av FSK og tiltak for å begrense forekomsten og spredning av slike arter langs veiene. For eksempel klippes veikanter med etablerte bestander av hagelupin to ganger før frøsetting. Ved gravearbeider i invaderte områder, definerer Statens vegvesen en sone på 7 meter fra siste plante og ned til 3 meter dybde som infisert masse.



Figur 25: Mange fremmede skadelige planter drar nytte av veier som spredningskorridorer, som for eksempel tromsøpalme (*Herculeum persicum*). Her i Balsfjord kommune, Troms. Foto: Jutta Kapfer, NIBIO

På samme måte som veinettet, kan også **friluftsområder** med høy besøksfrekvens bidra til spredning av FSK. Særlig langs populære turstier kan det være stor risiko for at turgåere tar med seg frø og andre plantedeler fra sine private eiendommer til naturområder og jordbruksarealer langs turstien.

Mange FSK, særlig disse som spres via frø, kan spres langs **vassdrag** som elver og bekker over store avstander (Catford m.fl. 2011, Zimmermann m.fl. 2015). Dette kan være spesielt problematisk når forekomsten av disse artene er lokalisert øverst i et vassdrag. Kjempespringfrø er et eksempel på en FSK som trives godt i fuktig mark og spres lett via frø som transporteres i vassdrag (figur 26). Det er nettopp langs vassdrag eller grøfter vi finner de største bestandene av kjempespringfrø som kan strekke seg over flere kilometer. I tillegg til transport via selve vassdraget kan også flom føre til at frø spres til tilstøtende arealer (figur 27). Čuda m.fl. (2017) har undersøkt hvordan flom påvirker spredning av kjempespringfrø langs fire elver i Tsjekkia og fant at dobbelt så mange individer hadde etablert seg på oversvømte arealer langs elva sammenlignet med arealene som ikke ble oversvømt.



Figur 26: Kjempe-springfrø som har etablert seg langs en grøft i jordbrukslandskapet. Foto: Erling Fløistad, NIBIO.

Tettsteder og bebygde områder kan være både spredningsveier og spredningskilder. Nærmest alle studier som har sammenlignet ulike arealtyper med henblikk på deres sårbarhet for FSK, peker på urbane områder som de mest sårbare for etablering av FSK. Også en tidligere undersøkelse av Olsen m.fl. (2017) kom frem til det samme resultatet. Bebygde områder er rike på sterk endret og forstyrret mark som for eksempel små kantsoner, ruderatmark og skrotemark, i tillegg til et tett nett av veier og gater. Også anleggsarbeid i tettsteder kan potensielt være en kilde for videre spredning. Håndtering av løsmasser som kan være forurenset med FSK er imidlertid regulert gjennom Naturmangfoldlovens § 24 (4).

Hager, som ofte ligger i tilknytning til bebygde områder, fungerer først og fremst som spredningskilder og kan være utgangspunkt for hagerømlinger. Forvilling er i dag den viktigste årsaken til at nye fremmede planter sprer seg i norsk natur (Hendrichsen m.fl. 2014). Hager bidrar i vesentlig grad til spredning av FSK til omkringliggende arealer om disse ikke bekjempes av hageeierne tidsnok (Marco m.fl. 2009). Mange hager har også deler der vegetasjonen kan vokse nærmest uforstyrret. Slike «rotehjørner» kan lett bli en kilde for FSK, særlig når disse står i nærheten av oppsamlingssteder for hageavfall eller jord der frø, planter og røtter av FSK ikke er fjernet (Sweco 2018). Siden mange jordbruksarealer ligger i nærheten av boligbebyggelse, kan det medføre en stor risiko for at FSK sprer seg til disse. På samme måte kan ulovlig dumping av hageavfall i nærheten av jordbruksarealer føre til spredning av uønskete arter.

På selve jordbrukseiendommen kan det også være en rekke potensielle spredningskilder og spredningsveier. Ved siden av hager, finnes det på mange gårder åpne plasser som brukes til lagring av maskiner, gravemasser eller diverse plantemateriale. Disse kan inneholde diasporer av FSK som sprer seg utilsiktet til omkringliggende arealer. **Skrotemark** er sterk forstyrret mark med et ofte glissent vegetasjonsdekke og dermed svært utsatt for å bli invadert av FSK. Selv om jordbruksarealene rundt slike arealer fortsatt er i drift, vil FSK potensielt kunne nå kantsoner og etablere seg der.



Figur 27: Flom kan transportere diasporer (som frø) fra FSK inn i jordbruksarealer som ligger langs vassdrag. Bildene viser Gudbrandsdalslågen som går over sine bredder og oversvømmer tilstøtende engarealer og kantsoner i august 2023 (10.08 og 28.0824). Foto: Oskar Puschmann, NIBIO

6 Prioritering av arealer for tiltak

Den raske spredningen av FSK i det norske landskapet har blitt et stort problem og hastigheten disse artene sprer seg med gjør det vanskelig å holde tritt med avbøtende tiltak. Samtidig er ressursene til gjennomføring av bekjempelsestiltak svært begrenset. Det ville derfor være til stor hjelp å identifisere de områdene der tiltak sannsynlig vil være mest effektive. Hvilke kriterier en skal legge til grunn for en slik prioritering og hvordan disse vektet i forhold til hverandre, kan imidlertid variere. Gjennom samtaler med noen statsforvaltere vet vi at kommuner i dag har ulike strategier for hvor tiltak iverksettes først. For eksempel har Statsforvalteren i Trøndelag bestemt seg for å starte med tiltak i områder der det er registrert store mengder med FSK, dvs. langs de store vassdragene i kombinasjon med jernbane og vei. De starter da øverst i nedbørsfeltet og jobber seg derfra nedover. De har også startet med å bekjempe FSK i naturreservater nedover langs vassdragene. En strategi i Trøndelag er også så langt det er mulig å gjøre seg ferdig med litt større sammenhengende områder. Statsforvalteren i Nordland trekker frem at de prioriterer i stor grad å gjennomføre tiltak på øyer, fordi slike tydelig avgrensa områder kan gi en mer varig effekt enn tiltak på fastlandet. Tidlig innsats i områder med stor risiko pga. mye tilreisning og ferdsel (f.eks. Lofoten) er også høyt prioritert. I samtalene kom det videre frem at jordbruksarealer ute av drift i seg selv ikke håndteres noe annerledes enn øvrige arealer som har blitt invadert av FSK. Store forekomster av FSK på samme sted, både av flere individer av samme art eller av flere ulike FSK-arter, ser ut til å være langt mer avgjørende enn hvilke areal typer det dreier seg om når områder for tiltak skal prioriteres. Det synes også å være slik at hvor man starter med tiltak til en viss grad er litt tilfeldig. Generelt savnes det bedre oversikter over utbredelse av FSK innen fylket, slik at man kan jobbe mer systematisk.

Med henblikk på risikoen jordbruksarealer ute av drift ser ut til å representere for etablering og spredning av FSK, mener vi bevisstheten om disse arealene bør økes i forvaltningsarbeidet. Jordbruksarealer ligger ofte i tilknytning til mange potensielle spredningsveier og korridorer. I tillegg ligger de ofte i randsoner rundt (relativt) befolkningstette områder med hager og mulige spredningskilder. En ukontrollert spredning av FSK på eller nær jordbruksarealer kan derved fort påvirke også andre areal typer og true naturlige økosystemer og viktige naturverdier.

Eksemplene ovenfor illustrerer at det ikke finnes bare én løsning, men at kommuner og fylker gjør sine egne prioriteringer basert på lokale forhold og ressurser. Dette henger også sammen med de store geografiske forskjellene i klimatiske forhold og forekomsten av spesielle FSK-arter, som også kapittel 3.4 løftet frem. Til tross for at det må være rom for ulike tilnærminger og fremgangsmåter, ønsker vi likevel å komme med noen generelle anbefalinger for hvilke kriterier vi mener bør tas med i en slik prioritering. Anbefalingene er stort sett basert på kunnskapen vi har om arealene og spredningsmønstre hos de vanligste FSK fra forskningslitteraturen sammen med feltregistreringer fra overvåkingsprogrammene.

I bunnen av en prioriteringsprosess bør det ligge en grundig risikovurdering basert på utvalgte kriterier. Denne risikovurderingen har som formål å predikere (med mer eller mindre stor usikkerhet) i hvilke områder det vil være størst sannsynlighet for at FSK introduseres og etablerer seg, og hvilken økologisk påvirkning disse potensielt kan ha (Leung m.fl. 2012). Det finnes mange ulike måter å gjennomføre en slik risikovurdering på, og metoden som velges vil være avhengig av tilgjengelige data og ressurser. Leung m.fl. (2012) skiller mellom kvantitative metoder og scoring-metoder som begge er mye brukt til dette formålet. Disse omtales kort nedenfor.

Kvantitative metoder innebærer bruk av statistiske og matematiske modeller for å predikere artsfordelinger i landskapet, som for eksempel «species distribution models» (SDM). Slike metoder brukes først og fremst innen akademia og er avhengig av et godt datagrunnlag om både arter og leveområder. De fleste kvantitative metoder brukes på enkeltarts-nivå og er i liten grad egnet for en totalvurdering for flere arter eller hele artsgrupper (Leung m.fl. 2012). I motsetning til scoring-

metoder, er kvantitative metoder mer presise (forutsatt at datagrunnlaget er godt og man er i stand til å dokumentere og vurdere usikkerhet i modellene) og det kan tas hensyn til mer komplekse faktorer som for eksempel dynamikk over tid og heterogenitet av landskapet.

Scoring-metoder er oftest brukt i forvaltningen og baserer seg i stor grad på ekspertvurderinger. Slike metoder innebærer at en setter numeriske verdier («scores») på definerte kriterier. Disse kan deretter oppsummeres slik at ulike alternativer kan rangeres som grunnlag for å gjennomføre en prioritering. Scoring-metoder kan anvendes både på artsnivå (prioritering mellom arter) eller på habitat-nivå. For en mer overordnet risikovurdering av jordbruksarealer ute av drift (uavhengig av enkeltarter), anbefaler vi bruken av scoring-metoder som er bredere i anvendelsesområdet, raskere å gjennomføre og dermed mer kostnadseffektive enn kvantitative metoder.

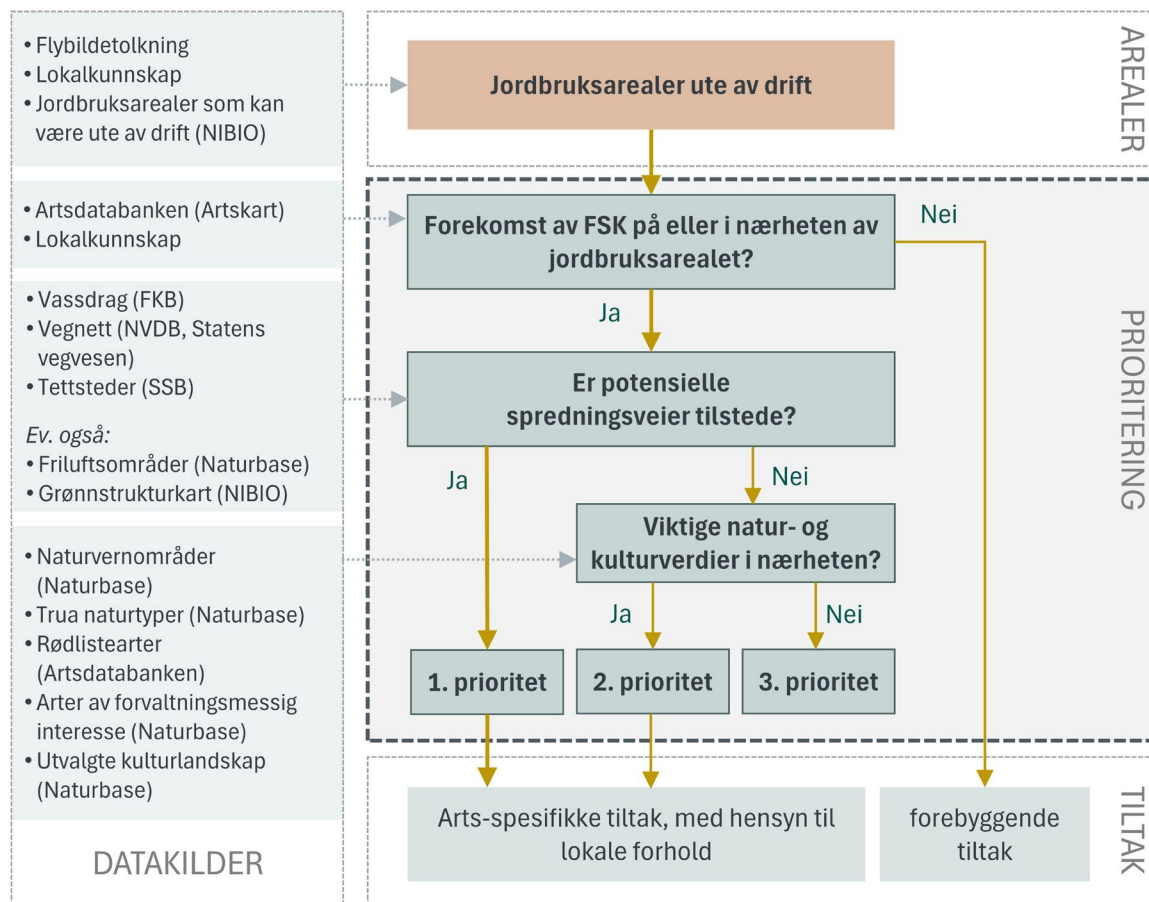
6.1 Kriterier som bør inngå i en prioritering

Vi anbefaler å gjennomføre prioriteringer basert på en hierarkisk prosess som illustrert i Figur 28. Det viktigste kriteriet mener vi er at det finnes forekomster av FSK i nærheten av jordbruksarealene som er ute av drift. Ved forekomst av flere individer av samme FSK eller av flere ulike FSK-arter, vil det være en stor risiko for at disse sprer seg videre i landskapet og til jordbruksarealene. Informasjon om registrerte FSK kan hentes fra Artskart, men denne databasen fanger ikke opp alle forekomster. Derfor vil det være behov for å nyttiggjøre seg av lokalkunnskap i de enkelte kommunene, eller å igangsette egen kartlegging for å stedfeste forekomster som mangler i Artskart. Dette kan blant annet skje gjennom involvering av studenter, lokalbefolkningen og frivillige organisasjoner som rapporterer funnsteder til Artsdatabanken eller direkte til kommunen.

Dersom det er kort avstand fra slike forekomster til potensielle spredningsveier (se kap. 5.3.3), bør disse arealene prioriteres høyt for tiltak (prioritet 1). I tilfelle arealet har forekomster av FSK, men ligger ellers relativt skjermet for spredningsveier, kan disse prioriteres noe lavere.

Et annet kriterium vi mener bør vurderes er om viktige kultur- og naturverdier kan trues av spredningen av FSK. Kulturverdier kan være f.eks. gravminner eller andre kulturminner som ofte er lokalisert i jordbrukslandskapet (Wallin m.fl. 2022). Utvalgte kulturlandskap (UKL) er en tverrfaglig, felles satsing mellom Landbruks- og matdepartementet og Klima- og miljødepartementet (Landbruksdirektoratet 2025). UKL ble etablert for å ivareta og fremheve kulturlandskap som har særlig høy verdi i forhold til kulturhistorie, biologisk mangfold og landskapsopplevelse. I områder som er rike på slike kulturverdier bør det vurderes om tiltak bør settes inn der for å unngå at FSK sprer seg til disse og etablerer seg. Med naturverdier mener vi tilstedeværelsen av naturtyper som er vurdert som viktige (f.eks. etter DN-håndbok 13 eller etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks), utvalgte naturtyper, truede naturtyper, verneområder eller andre artsrike arealer (Daugstad m.fl. 2018). Det kan også være hensiktsmessig å undersøke om forekomster av rødlistearter, ansvarsarter eller andre arter av stor forvaltningsinteresse sammenfaller med forekomster av FSK. Avhengig av hvilke arter det dreier seg om i det konkrete tilfelle, tenker vi det kan være nødvendig å prioritere slike areal for tiltak dersom en ønsker å ta vare på artsmangfoldet.

Lavere prioritet mener vi kan gis invaderte jordbruksarealer som ikke ligger i direkte tilknytning til potensielle spredningsveier og heller ikke har spesielle kultur- eller naturverdier på arealet eller i nærheten som kan trues av at FSK sprer seg dit.



Figur 28: Forslag til flytskjema for prioritering av jordbruksarealer ute av drift og hvilke datakilder som kan inngå i prosessen.

Det er en rekke andre faktorer som kan være relevante, men som er avhengige av lokale forhold og som dermed ikke kan tas med i denne overordnede vurderingen. Det kan for eksempel være behov for å prioritere mellom enkeltarter, avhengig av hvilke arter som finnes i et bestemt område. Det anbefales at tiltak mot svært aggressive arter, som for eksempel parkslirekne prioriteres da disse ofte er vanskelig å bekjempe når de først har etablert seg. Det kan også være hensiktsmessig å vurdere om helseskadelige FSK-arter, f.eks. slike som kan gi allergiske reaksjoner, bør bekjempes først.

I forbindelse med spredningsveier er det også mulig å differensiere innenfor datasettene og ved behov vekte ulikt. For eksempel kan en vekte veier med høyt trafikkvolum høyere enn veier med lite trafikk. For vann kan det tenkes å vekte elver noe høyere på grunn av større vannføring enn bekker og innsjøer. Flom kan også bidra til spredning av diasporer. Det kan derfor også være anbefalt å inkludere potensielle flomsone i enkelte tilfeller. NVE leverer kart over flomaktsomhetssoner som kan brukes i denne sammenhengen.

Det kan også vurderes om jordbruksarealer ute av drift som ligger i nærheten av fortsatt aktive gårdsbruk bør prioriteres høyere. Denne vurderingen bygger på at slike arealer kan være enklere å ta tilbake i drift enn små og spredte arealer som ligger langt unna en jordbruksbedrift. Selv om slike arealer ikke er lønnsomme nok til at det å ta dem i drift igjen kan forsvares fra et rent økonomisk ståsted, åpner nærheten til et aktivt gårdsbruk likevel muligheten for at disse kan vedlikeholdes til en viss grad (f.eks. ved bruk av beitepusser) dersom egnede tilskudd er tilgjengelige.

Avslutningsvis vil vi nevne at det også er en rekke praktiske avveininger som ofte inngår i en prioriteringsprosess. Ressurser til tiltak er ofte begrenset, noe som kan gjøre det nødvendig å prioritere de tiltakene som er mest kostnadseffektive. Det anbefales derfor å gjennomføre for eksempel en kost-nytte-analyse, med hensyn til lokale forhold, før tiltak settes i gang. En slik vurdering bør

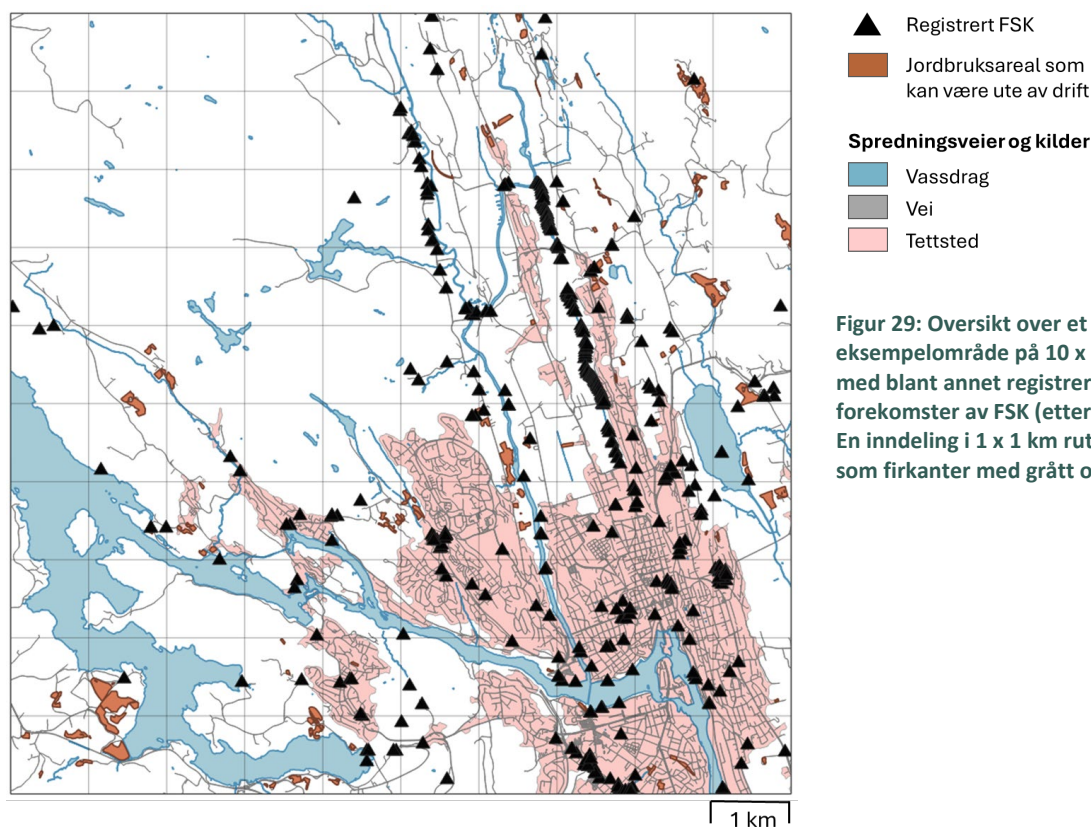
gjøres på lokalt nivå da forhold som budsjett, tidshorisont og FSK-art som skal bekjempes varierer. I en slik prosess kan det også være nyttig å kontakte andre som har erfaring med tiltak mot samme art eller på samme type areal.

6.2 GIS-basert prioritering av arealer

Spredning av FSK er en prosess som pågår i rom og tid. GIS-verktøy kan derfor ha stor nytteverdi i ulike deler av bekjempelsen av FSK, både for risikovurdering, men også i en prioriteringsprosess (se kap. 2.3). Både observasjoner av FSK, ulike spredningsveier og jordbruksarealer ute av drift har en romlig dimensjon. Informasjonen er tilgjengelig som geografiske data og kan, gitt de begrensinger som omtales i kapittel 2.2, brukes i GIS-analyser.

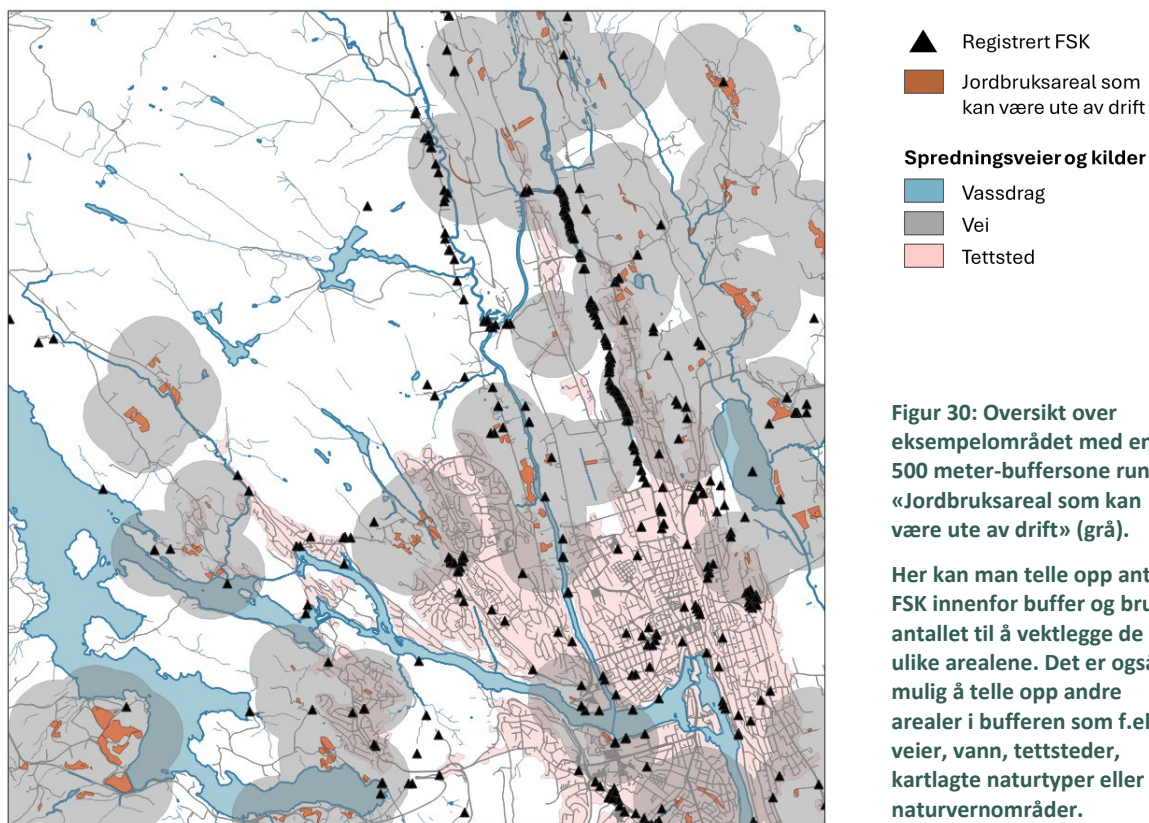
Basert på hva vi vet om spredningsmønstre av FSK og samtalene med utvalgte statsforvaltere, anser vi det som lite hensiktsmessig å gjøre en prioritering av enkelte jordstykker, som ofte kan være svært små i størrelse. Vi anbefaler derfor å legge vekt på større områder, samt å ta hensyn til landskapsstrukturen rundt det enkelte jordstykket. Arealtyper og kantsoner rundt et nedlagt jordbruksareal påvirker i stor grad spredningsrisikoen, som vist i kapittel 5.2. For å unngå at arter sprer seg raskt tilbake til arealene der tiltak ble gjennomført, kan en vurdering av større sammenhengende områder gjøre bekjempelsestiltak mer effektive.

Vi har valgt et eksempelområde på 10 x 10 km for å vise ulike måter GIS-analyser kan bidra til å prioritere arealer for tiltak (figur 29). Innenfor det valgte området finner vi FSK-registreringer, både spredt og samlet, eksempler på ulike spredningsveier og jordbruksareal som kan være ute av drift. Dersom man ønsker å se på større områder av gangen er en mulig tilnærming å dele landskapet inn i 1 x 1 km ruter (alternativ 500 x 500 m ruter), og så samle egenskaper for hver enkelt rutene. Om dette gjøres anbefaler vi å bruke det standardiserte rutenettet som er etablert av SSB (Strand og Bloch 2009).



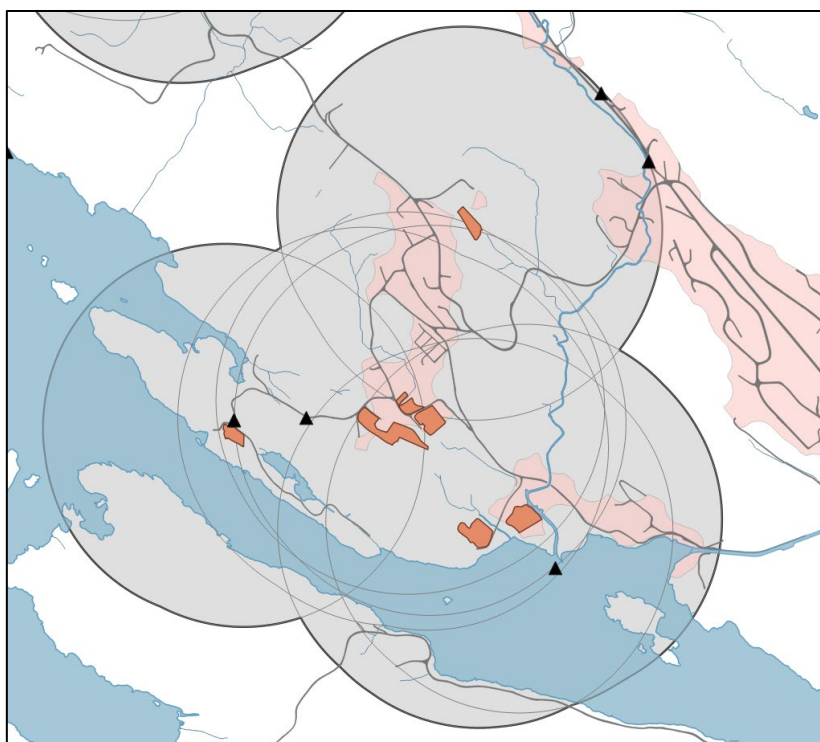
Figur 29: Oversikt over et eksempelområde på 10 x 10 km, med blant annet registrerte forekomster av FSK (etter 2013). En inndeling i 1 x 1 km ruter er vist som firkanter med grått omriss.

Vi vil i de følgende figurene (figur 30-35) gi eksempler på GIS-operasjoner og beregning av verdier eller kriterier som kan være relevante for å prioritere områder eller enkeltarealer. En prioritering kan basere seg på at området eller arealet får poeng avhengig av verdien til ett eller flere av disse kriteriene. Et slikt system er fleksibelt da man kan legge til flere kriterier etter hvert, eller vektlegge kriterier ulikt. Hvordan man til slutt velger å vektlegge kriteriene bør diskuteres ytterligere og er ikke en del av denne rapporten.

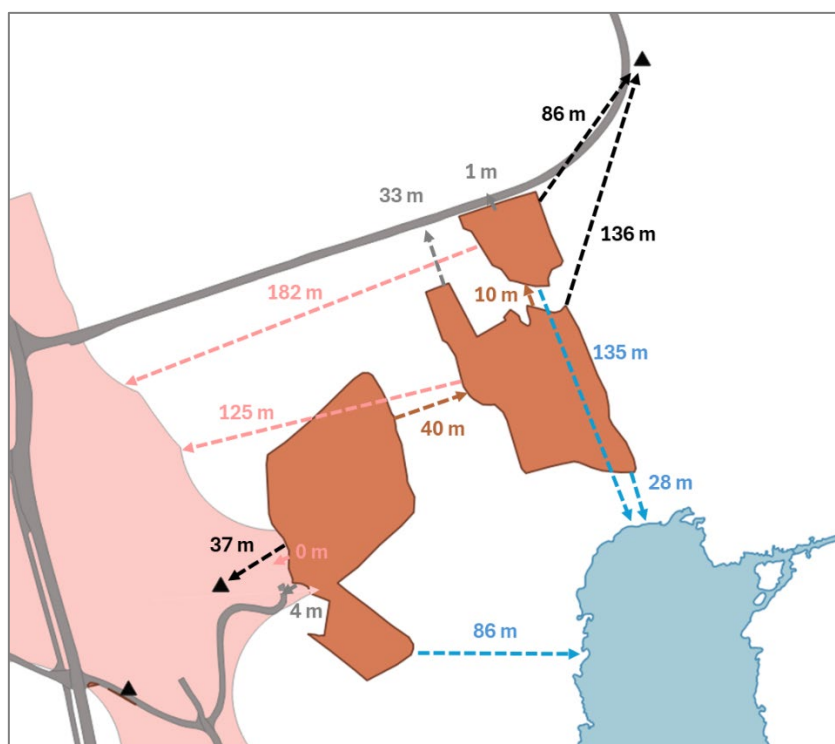


Figur 30: Oversikt over eksempelområdet med en 500 meter-buffersone rundt «Jordbruksareal som kan være ute av drift» (grå).

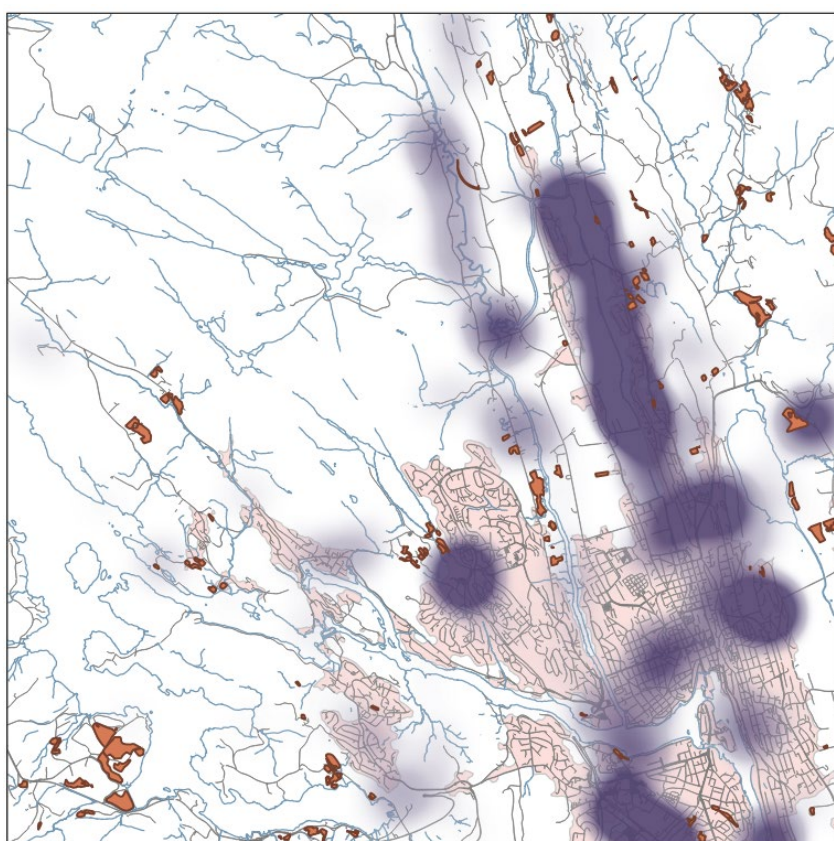
Her kan man telle opp antall FSK innenfor buffer og bruke antallet til å vektlegge de ulike arealene. Det er også mulig å telle opp andre arealer i bufferen som f.eks. veier, vann, tettsteder, kartlagte naturtyper eller naturvernområder.



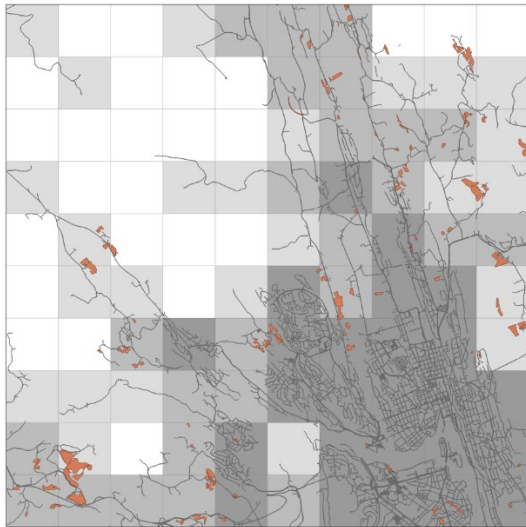
Figur 31: Illustrasjon av bufferen som kan legges rundt hvert enkelt jordstykke. Bufferen har her en størrelse på 500 m og kan brukes til å telle antall FSK registreringer som ligger innenfor en avstand på 500 m til hvert jordstykke.



Figur 32: Eksempel på hvordan avstander beregnes fra hvert jordbruksareal til nærmeste vei, tettsted, vann, FSK-registrering og andre jordbruksarealer ute av drift. På samme måten kan også avstander til f.eks. verneområder, rødlistete arter eller aktive jordbruksbedrifter beregnes.



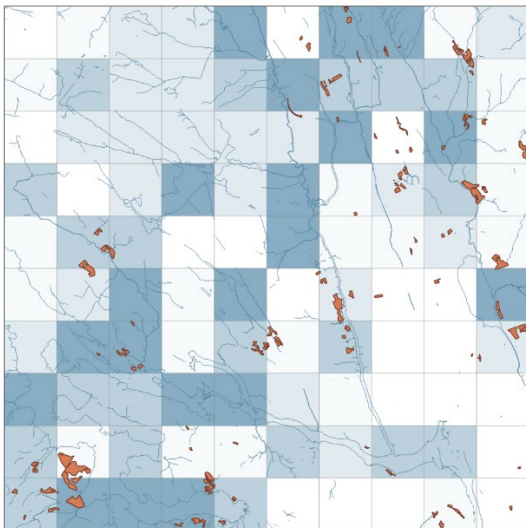
Figur 33: Punktdata som FSK-registreringer kan også brukes til å lage tetthetskart (hot spot, density map). Slike kart kan brukes til å identifisere områder der spesielt mange FSK er registrert. Det kan også beregnes avstander mellom jordbruksarealer ute av drift og de nærmeste hotspots.



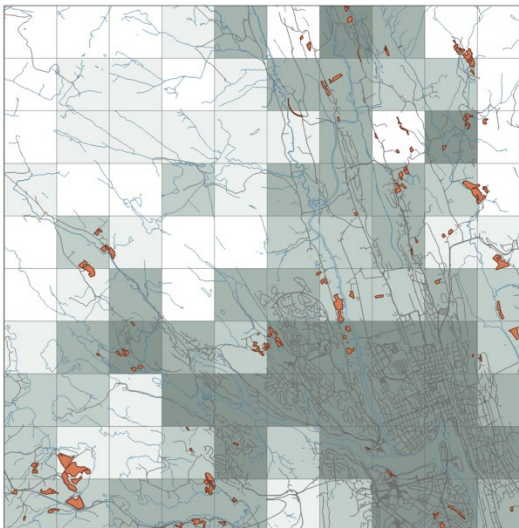
Veier: Lengde vei oppsummert per rute.



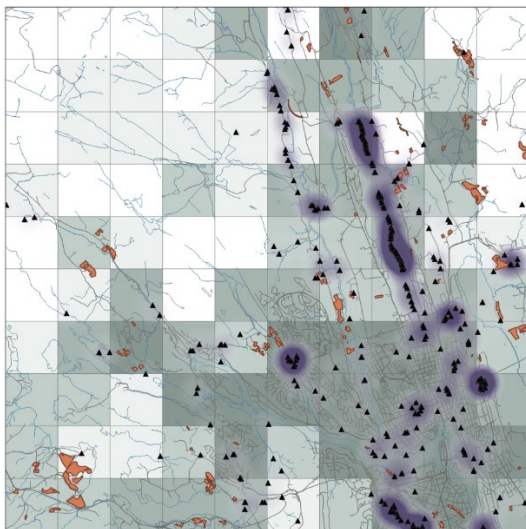
Tettsteder: Areal av tettsteder oppsummert per rute.



Vassdrag: Vi har brukt lengde av vannkant i stedet for vannareal. Dette gir elver automatisk en noe større vektning enn f.eks. bekker da disse figureres med to vannkanter.



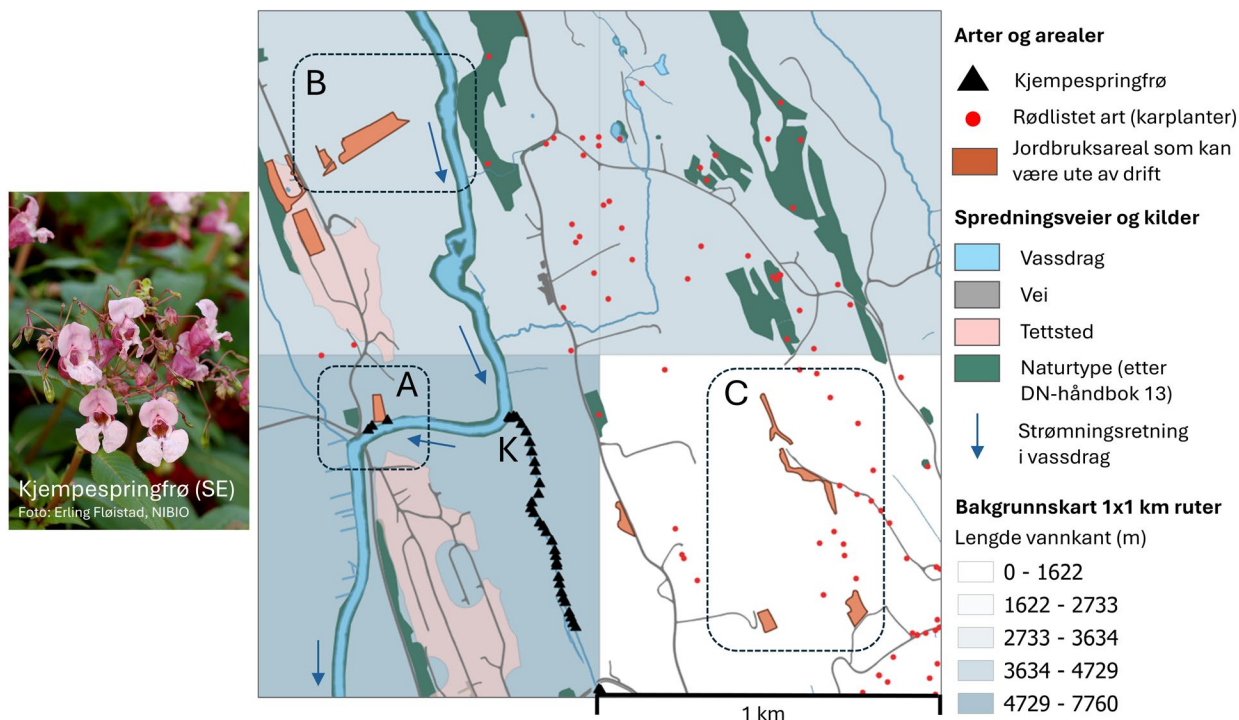
Oppsummering av spredningsveier (veier, tettsteder og vassdrag). Verdiene for de enkelte spredningsveiene ble først normalisert til en enhetlig skala på 0-1 og så oppsummert i hver rute.



Kombinasjon av spredningsveier, artsobservasjoner og jordbruksarealer ute av drift. Overlag av de ulike kartlagene gir mulighet til å identifisere områder som har både høy tetthet av spredningsveier og FSK-registreringer. Analysene kan også utvides til å ta hensyn til andre faktorer, som forekomster av rødlistearter, naturvernområder eller kartlagte naturtyper (se figur 35).

Figur 34: Tetthet av ulike typer spredningsveier lar seg enkelt oppsummere ved bruk av et standardisert rutenett. I vårt eksempel har vi brukt et SSB-rutenett på 1 x 1 km. Jordbruksarealer som kan være ute av drift er markert i oransje.

Det er ikke alltid hensiktsmessig å vurdere alle spredningsveier samlet fordi FSK-arter benytter seg av ulike spredningsmåter. Risikovurderinger blir mer realistiske dersom disse gjøres for enkelte FSK-arter (eller grupper av arter). Figur 35 viser et slik eksempel for kjempespringfrø som først og fremst bruker vassdrag som spredningsvei. Eksempelen illustrerer også hvordan kartdata i tillegg kan gi informasjon om for eksempel kartlagte forekomster av rødlistearter og naturtyper som kan være viktig i en prioriteringsprosess.



Figur 35: Eksempel for kjempespringfrø. Jordbruksarealene ved A) er allerede berørt av kjempespringfrø som muligens har spredt seg fra spredningskilden K nedover i elva. Arealer ved B) kan være utsatt pga. kort avstand til elva, men kun dersom kjempespringfrø også finnes lengre oppe i vassdraget, nord for arealene. Arealene ved C) har derimot få elver og bekker i nærheten og har dermed liten risiko for at kjempespringfrø etablerer seg her.

6.3 Anbefalte tiltak for jordbruksarealer ute av drift

Denne rapporten har ikke hatt som mål å foreslå konkrete bekjempelsestiltak mot enkelte FSK-arter. For dette finnes allerede omfattende oversikter og anbefalinger blant annet hos Błaalid m.fl. (2017), i NIBIO's Plantevernleksikon og gjennom Miljødirektoratets digitale kommuneveileder «Bekjempe fremmede plantearter» (Miljødirektoratet 2024). I tillegg har de fleste fylker de siste årene utarbeidet egne handlingsplaner mot fremmede arter som også beskriver en rekke praktiske tiltak. Vi begrenser oss derfor i dette kapittelet til å gi noen generelle anbefalinger for tiltak spesielt rettet mot jordbruksarealer ute av drift, uavhengig av enkeltarter. En rekke tiltak i forbindelse med jordbruksarealer ble også beskrevet hos Daugstad m.fl. (2018) og gjengis delvis her i oppsummert form. Vi har valgt å dele tiltakene i tre faser som også gjenspeiler den prioriterte rekkefølgen for tiltak, nemlig 1) forebygging, 2) akutte tiltak og 3) langsiktige tiltak.

Forebyggende tiltak

I tråd med anbefalingene i IPBES-rapporten, som nevnt innledningsvis, er forebygging det absolutt viktigste og mest kostnadseffektive tiltaket mot FSK (IPBES 2024). På et mer overordnet nivå vil vi nevne at det å motvirke en ytterligere nedgang i antall aktive jordbruksbedrifter i denne sammenhengen kan være det viktigste bidraget til å forhindre at flere jordbruksarealer går ut av drift. Vi ser også for oss at nettopp de aktive jordbruksbedriftene kan være en viktig ressurs ift. å

gjennomføre tiltak man ønsker iverksatt, da de kan bety tilgang på lokalkunnskap, tilgang til redskap og utstyr samt arbeidskraft. Dette krever antagelig først og fremst politisk vilje til å finne de rette virkemidlene som kan snu den utviklingen vi har vært vitne til frem til nå. Samtidig kan konkrete virkemidler rettet mot aktive gårdsbruk som finnes lokalt også være for eksempel en strengere oppfølging av driveplikten i kommunene eller målrettete tilskudd for å drive arealer med ugunstige driftsforhold (Bergslid m.fl. 2018). Per i dag finnes det allerede tilskuddsordninger for å drive arealer i bratt terreng gjennom Regionale Miljøprogram (RMP), men det bør kanskje vurderes om ordningen kan utvides i større grad for å også favne areal med andre typer driftsutfordringer. Det kan også være nyttig å sørge for at kravene knyttet til driveplikt er godt kjent. For å informere gårdbrukere om kravene i driveplikten, har enkelte kommuner gjort gode erfaringer med å kontakte berørte gårdbrukere og sende ut relevant informasjon (Bergslid m.fl. 2018).

Et forebyggende tiltak kan også være en aktiv forvaltning av potensielle spredningsveier som veikanter, vassdrag og andre kantsoner i jordbrukslandskapet. I dette kan for eksempel inngå regelmessig slått av kantsoner som ligger i direkte tilknytning til jordbruksarealene så lenge arealene fortsatt er i drift. Gårdbrukeren bør i dette tilfelle prøve å følge med på om FSK-arter har klart å etablere seg før kantslått gjennomføres. I tilfelle FSK blir oppdaget er det svært viktig at slåttene fra kantene ikke brukes som høy for å unngå spredning av frø og planter til nye områder.

Bevisstgjøring av gårdbrukere (men også befolkningen generelt) er essensielt for å unngå spredning av fremmede skadelige karplanter (FSK) i jordbrukslandskapet. Informasjonskampanjer, støttet av Norsk Landbruksrådgiving, kan bidra til økt kunnskap og tilpassede bekjempelsesplaner (Daugstad m.fl. 2018). I tillegg bør det utvikles målrettet informasjonsmateriell som hjelper gårdbrukere med å gjenkjenne og håndtere de viktigste FSK-artene.

Akutte tiltak

Når FSK allerede har etablert seg på en landbrukseiendom, er det viktigste tiltaket å forhindre videre spredning av FSK både innenfor og utenfor landbrukseiendommen. For dette er det viktig at grunneiere og gårdbrukere har godt kjennskap til de vanligste FSK-artene og hvordan disse kan identifiseres. Grunneiere kan bruke kartverktøy som Gardskartportalen, koblet med artsdata fra Artskart, for å identifisere FSK på sine eiendommer og finne effektive tiltak via lenker til ressurser som Miljødirektoratets veiledere eller NIBIO's Plantevernleksikon. Bevisstgjøring og kunnskapsoppbygging, som nevnt ovenfor, er derfor et viktig grunnlag for å raskt kunne sette i gang akutte tiltak når FSK har klart å etablere seg. Gårdbrukere kan også søke om midler via SMIL-ordningen fra Landbruksdirektoratet som støtter bekjempelsestiltak mot FSK.

For å kunne reagere tidnok med målrettete tiltak, er det viktig å etablere gode rutiner og varslingssystemer for å oppdage nye forekomster av FSK så tidlig som mulig (Olsen m.fl. 2017). Jo tidligere nye forekomster av FSK varsles, desto enklere og mer kostnadseffektivt vil det være å gjennomføre bekjempelsestiltak. I dag ligger ansvaret for dette i hver enkelt kommune eller fylkeskommune. I samtale med Statsforvalterne i Nordland og Trøndelag ble det blant annet påpekt at mangelen på et felles system på tvers av fylkesgrenser gjør koordinering og dokumentasjon av tiltak, særlig langs store vassdrag og hovedtrafikkårer utfordrende.

I forbindelse med tidlig varsling, bør det også i økende grad satses på systematisk kartlegging. Dette gjelder både for jordbruksarealer ute av drift og forekomster av FSK. Dersom en ønsker å gjøre tiltak rettet mot jordbruksarealer, anbefaler vi at kommuner setter i gang kartleggingsarbeid rettet spesielt mot arealer som har gått ut av drift. Datasettet som brukes i denne rapporten er kun ment som et utgangspunkt for å snevre inn utvalget til de jordbruksarealene som ikke mottok produksjonstilskudd og dermed har størst sannsynlighet for å være ute av drift (Mathiesen 2019). Som nevnt i kapittel 2.2.1 inneholder datasettet fortsatt en stor andel arealer som er i drift uten å motta produksjonstilskudd. For å fastslå med sikkerhet om arealer er ut av drift, er det ofte nødvendig å oppsøke disse i felt.

For å engasjere lokale frivillige organisasjoner og enkeltpersoner i å kartlegge FSK-forekomster, kan kommunen arrangere ulike typer informasjonskampanjer. I den forbindelsen tilbyr Miljødirektoratet fra søknadsåret 2025 også «tilskudd til tiltak for å ivareta natur» der alle som ønsker å bidra med tiltak kan søke om tilskuddsmidler (Miljødirektoratet 2024b). Kartlegging av FSK egner seg også godt som sommerjobb for studenter, noe som kan være en svært kostnadseffektiv løsning for å få bedre oversikt over FSK i kommunen.

Hvilke akutte bekjempelsestiltak som bør velges i det enkelte tilfelle er i stor grad artsspesifikt og må derfor avgjøres lokalt. Mange arter har imidlertid lignende egenskaper når det gjelder formering og spredning og kan derved deles inn i større grupper som vist i kapittel 3.3. Disse gruppene vil respondere på de samme bekjempelsestiltakene (tabell 17)

Tabell 17: Anbefalte bekjempelsestiltak for ulike grupper av FSK beskrevet i kapittel 3.3

Gruppe	Bekjempelsestiltak
Gruppe 1: Langlevde busker med høy frøproduksjon og ofte spredd med fugl og pattedyr	fjerning av busker og trær
Gruppe 2: Kortlevde urter og gras med stor frøspredning	slått før frøsetting
Gruppe 3: Langlevde urter med stor evne til vegetativ formering	kjemisk bekjempelse (sprøyting)
Gruppe 4: Trær med vindspredde frø	fjerning av busker og trær

Langsiktige tiltak

Når forebyggende og akutte tiltak er gjennomført, kan det være hensiktsmessig å tenke over mer langsiktige tiltak. I prinsipp finnes det fire alternativer et jordbruksareal ute av drift kan utvikle seg til: 1) driften kan gjenopptas, 2) arealet kan brukes til noe annet (f.eks. skogbruk), 3) det kan settes i gang skjøtselstiltak for å holde arealet åpent eller 4) arealet overlates til naturlig suksesjon og gror igjen.

Om jordbruksarealene ble tatt tilbake i drift ville de, slik resultatene i denne rapporten indikerer, være mindre utsatt for etablering av FSK. Med henblikk på dagens utfordringer ift. manglende rekruttering innenfor landbruket og en vedvarende nedgang i antall aktive gårdsbruk, synes det imidlertid lite sannsynlig at store deler av de nedlagte jordbruksarealene vil tas i drift i igjen. Dette gjelder særlig de minste arealene som per i dag er lite lønnsomme å drive. Ifølge jordlova kan kommunen gi gårdeieren et pålegg om å leie bort arealer som ligger brakk, men av de ovennevnte grunner vil det ikke alltid være en enkel løsning om det ikke finnes interesserte leietagere.

Når arealet heller ikke kan brukes til andre formål som f.eks. skogbruk, kan det være et alternativ å opprettholde noe form for vedlikeholdsdrift (f.eks. med beitepusser) på de arealene som har et potensiale til å bli tatt i drift igjen for matproduksjon i fremtiden, eller har andre kvaliteter som gjør at disse bør tas være på (f.eks. høyt biologisk mangfold). Slike tiltak er kostnadskrevende, og det er i dag vanskelig å vurdere hvilken betydning slike arealer kan få i fremtiden.

Den siste muligheten er at arealene overlates til naturlig suksesjon og gror igjen. Arealer ute av drift uten forekomster av FSK eller viktige kultur- eller naturverdier, og som har liten sannsynlighet for å bli tatt tilbake i drift, kan vurderes for et slikt tiltak. Dersom det er ressurser til det, kan det være hensiktsmessig i så fall å gjennomføre en styrt tilbakeføring av arealet, for eksempel gjennom planting av stedegne treslag og overvåking av arealet underveis (Navarro og Pereira 2012). Det er også mulig å restaurere tidligere myrarealer som ble dyrka opp, f.eks. gjennom lukking av grøfter. Dersom FSK allerede er etablert i et jordbruksareal ute av drift, er det imidlertid ikke anbefalt med dette tiltaket for å unngå at spredning kommer ut av kontroll.

Oppsummering av anbefalte tiltak

Forebyggende tiltak

- Motvirke nedgangen i antall jordbruksbedrifter
- Strengere oppfølging av driveplikten i kommunene
- Bedre informasjon om kravene i driveplikten til gårdbrukerne
- Tilskudd til drift av arealer med ugunstige driftsforhold
- Aktiv forvaltning av spredningsveier i jordbrukslandskapet, særlig kantsoner
- Kunnskapsoppbygging og bevisstgjøring av gårdbrukere og allmenheten om FSK

Akutte tiltak

- Oppdage nye forekomster av FSK og sette i gang egnede bekjempelsestiltak så tidlig som mulig
- Etablering av gode varslingsystemer og rutiner for nye forekomster av FSK og koordinering av tiltak (også på tvers av administrative grenser)
- Mer systematisk kartlegging av jordbruksarealer ute av drift i kommunen
- Involvering av frivillige eller studenter i kartleggingen

Langsiktige tiltak

Vurdere ulike utviklingsmuligheter for et nedlagt jordbruksareal:

- 1) Gjenoppta driften av arealet
- 2) Bruk til andre formål, f.eks. skogdrift
- 3) Holde nedlagte arealer åpne (f.eks. ved bruk av beitepusser) for å ivareta fremtidige behov ift. matberedskap
- 4) Overlate arealet til naturlig suksesjon (gjengroing)

6.4 Praktiske erfaringer med tiltak og deres effekter i utvalgte kommuner

Flere kommuner i Norge har delt sine erfaringer med både administrasjon og bekjempelse av fremmede skadelige karplanter (FSK). Dette kapittelet utforsker hvilke tiltak kommunene har satt i gang, effekten av disse, samt de utfordringene de har møtt i arbeidet. To av disse er registrert gjennom samtaler, og to er dokumentert gjennom rapporter. Kommunene har ingen spesifikke tiltak rettet mot jordbruksarealer ute av drift. Som tidligere nevnt i rapporten, ser det ut som om det først og fremst er forekomsten av FSK, særlig i nærheten av typiske spredningsveier, som er mest avgjørende for hvor tiltak prioriteres. Vi gjengir likevel erfaringene fra disse kommunene, da de dokumenterte effektene også kan ha relevans for bekjempelsen av FSK i jordbruksarealer ute av drift.

A. Buskerud-kommune og Østfold-kommune

I samtale med en kommune i Buskerud og en i Østfold kommer det fram at de aktivt bekjemper de samme FSK, parkslirekne, kjempespringfrø og kjempebjørnekjeks. Disse artene finnes spredt rundt i begge kommunene i store og små bestander.

Østfold-kommunen har utviklet en tydelig bekjempelsesstrategi gjennom sin kommunale handlingsplan for fremmede arter. Spesifikt peker de på at det kan være strategisk å bekjempe små områder om gangen og arbeider systematisk nedover vassdrag. En annen viktig del av strategien er å sikre at tiltakene iverksettes før plantene rekker å sette frø, for å hindre videre spredning. Buskerud-kommunen derimot, mangler en slik handlingsplan, og arbeidet preges i større grad av en mer fleksibel tilnærming. Tiltakene gjennomføres etter behov og styres av enkelte forvaltere. Erfaringene deres bidrar likevel til strategisk bekjempelse, for eksempel ved å tilpasse tidspunktet for tiltakene etter plantenes vekstsyklus.

Begge kommunene benytter artsspesifikke metoder for bekjempelse. For kjempespringfrø brukes beskæring og lusing, mens parkslirekne behandles med sprøyting med plantevernmidler. Bekjempelsen av kjempebjørnekjeks innebærer ofte en kombinasjon av slått, sprøyting og rotkutting. Disse metodene er felles for begge kommunene.

Effekten av tiltakene har variert mellom kommunene. Østfold-kommunen har ikke klart å utrydde noen FSK-bestand, men Buskerud-kommunen har oppnådd bedre resultater, med fullstendig utryddelse av en bestand av parkslirekne og en betydelig reduksjon i kjempebjørnekjeks-forekomster.

Begge kommunene rapporterer om flere utfordringer i dette arbeidet. Det er tidkrevende å bekjempe FSK, da tiltakene må gjentas flere år før de gir effekt. I tillegg er det begrensede økonomiske midler til rådighet, noe som gjør det vanskelig å følge opp tiltakene årlig. Manglende kunnskap blant innbyggerne er også et problem. Når bestander ikke blir rapportert eller folk ubevisst sprer FSK, påvirker dette bekjempelsesarbeidet negativt (Enerstad 2024).

B. Indre Østfold

Indre Østfold kommune sin rapport for bekjempelse av fremmede arter 2021 gir en oversikt over det gjennomførte arbeidet mot fremmede arter i kommunen (Indre Østfold Kommune 2022). Indre Østfold har i 2021 brukt 821 847 kroner på dette arbeidet hvor 400 000 har vært midler fra Statsforvalteren og underkant av 200 000 har vært SMIL-midler. Enhet landbruk har administrert arbeidet og bekjempelsen har vært utført av ansatte sommerhjelper og innleide skogsentreprenører, samtidig har grunneiere gjort en betydelig innsats. I tillegg har registrering av forekomster i Artsobservasjoner.no fra befolkningen vært sentral i arbeidet.

Tiltak og metode i Indre Østfold kommune

Bekjempelsesjobben i 2021 bygget videre på tidligere arbeid, blant annet fra 2020 hvor kommunen satset stort på en helhetlig bekjempelse av kjempespringfrø og kjempebjørnekjeks. Spesielle tiltak de gjennomførte i 2021 var å etterlyse observasjoner av FSK på forskjellige plattformer som sosiale medier, kommunens hjemmeside og Landbruksinfo via epost og app. I tillegg laget kommunen et elektronisk meldeskjema for observasjoner av fremmede arter og det har vært sak om bekjempelse av kjempespringfrø i lokalavisa. Under prosjektene «Fremmede arter Indre Østfold 2021» og «Statsforvalteren i Oslo og Viken – fremmede arter» i Artsobservasjoner.no er det registrert observasjoner som både bekjempet og ikke-bekjempet.

Bestanden av kjempespringfrø langs kommunens vassdrag er til dels stor. Kommunen ble delt inn i tre soner med hvert sitt lag som har plukket og slått plantene med ryddesag eller ljå. Arbeidet ble gjennomført 1-3 ganger i vekstsesongen, før eller under frøspretting, med fokus på å redusere spredning.

For bekjempelsen av kjempebjørnekjeks ble kommunen delt i to soner med hver sin innleide entreprenør. Samtidig har flere grunneiere tatt tak i plantene selv. Det er mye kjempebjørnekjeks langs kommunedelene, spesielt langs elven Hæra som renner ut i Glomma. Forekomstene av kjempebjørnekjeks ble for første gang bekjempet langs hele elveløpet i 2021. Det ble gjort med Glyfosat. For dette fikk kommunen dispensasjon fra Mattilsynet for bruk av plantevernmiddel langs vassdragene. I ett nabolag har imidlertid bestanden av kjempebjørnekjeks vokst seg u håndterlig tross innsats fra beboende, og i 2021 bisto kommunen med sprøyting også på denne bestanden.

Effekt i Indre Østfold kommune

Entreprenørene som har vært med å bekjempe FSK i Indre Østfold i flere år rapporterer om stor forbedring. Langs flere av bekkene i kommunen har forekomstene av kjempespringfrø blitt kraftig redusert. Videre har bestanden av kjempebjørnekjeks minnet. I 2020 ble et felt sprøytet med Glyfosat og dette viste positive resultater under det videre sprøytearbeidet i 2021. Det er likevel fortsatt en del arbeid som gjenstår, da det har oppstått nye forekomster av kjempespringfrø og kjempebjørnekjeks i områder det ikke har vært observert tidligere, som i Hæra Naturresevat.

Utfordringer i Indre Østfold kommune

Forekomstene av FSK er ofte på utilgjengelige steder som gjør arbeidet krevende. Samtidig er det en ensformig jobb og det kan være fysisk anstrengende, spesielt nær vassdragene. I tillegg var det utfordrende for administrasjonen å organisere arbeidet. Dette kan skyldes usikkerhet rundt tilgjengelige midler, begrenset tid, kapasitet og arbeidskraft både i administrasjonen og i felt i sommermånedene.

C. Sømna kommune

I 2018 kartla Sømna kommune i Nordland forekomster av FSK med vekt på tromsøpalme, kjempespringfrø, og parkslirekne. Fra 2019 har det blitt rapportert årlig om arbeidet med bekjempelse av disse artene og effekten av de tiltakene som er gjennomført (Nyborg, 2020, 2021, 2022, 2023; Nyborg & Moen 2019). Sømna kommune har siden 2019 årlig mottatt midler, fra 72 000 kroner opp til 150 000 kr fra Statsforvalteren for å bekjempe FSK. Denne økonomiske støtten er kommunen avhengig av for å kunne gjennomføre bekjempelsen. Det er kommunens landbruksavdeling som leder prosjektet og bekjempelsen har blitt utført av frivillige, grunnskolen og ungdomslag fra kommunen. I tillegg er ulike entreprenører og erfarne innbyggere innleid til arbeidet.

Tiltak og metode i Sømna kommune

I Sømna ble det tidlig i prosessen holdt et åpent informasjonsmøte for innbyggere med representanter fra Statsforvalterens landbruksavdeling og Norsk Landbruksrådgivning til stede. Det ble også lagt frem bekjempelsesresultater fra en annen kommune. Oppmøtet og interessen var stor og flere grunneiere ønsket hjelp til å bekjempe FSK på sine eiendommer. Dette dannet grunnlaget for Prosjekt «Fremmede Arter i Sømna».

Forekomsten av tromsøpalme er generelt liten i kommunen, men det er en stor forekomst på utsiden av skolegården til Vik skole. Det var samtidig ønske fra elevene og skolen å ikke bruke sprøytemidler som opprinnelig planlagt. En skoleklasse med foresatte har stilt opp frivillig til å fjerne plantene ved manuell rotkutting siden 2019. Dette er gjennomført årlig, en gang om våren og en om høsten. Den aktuelle skoleklassen ga stafettpinnen videre til en annen klasse i 2022. De fortsetter arbeidet i skoletiden med sine engasjerte lærere. Til sammen har elevene fjernet over 100 planter i varierende størrelser. Det finnes noen bestander av kjempespringfrø spredt i kommunen. Langs den to kilometer lange Grøtheimselva er det forekomster på begge sider av vassdraget. Kommunen har siden 2019 årlig engasjert arbeidslysten ungdom sammen med en arbeidsleder til å kantklippe og luke kjempespringfrø i slutten av juli. Til dette er det brukt 4-5 dagsverk hvert år.

Parkslirekne er en stor utfordring med små og store bestander spredt i hele kommunen (figur 36). Noen forekomster utgjør ett til to dekar, og planten har spredd seg inn i hager og skogsområder. Sømna kommune leide entreprenører for å sprøyte plantene i 2019. Siden 2020, har to lokale gårdbrukere med sprøyteerfaring og autorisasjon gjennomført bekjempelsen av parkslirekne. I 2019 var det registrert 87 lokaliteter og i 2023 var tallet steget til 174. Parkslirekne har blitt sprøytet med glyfosat (Roundup), dikamba (Banvel) eller fluroksypyr-meptyl (Starane), noen ganger en kombinasjon. Når plantebestandene når over mannshøyde blir de slått med kantklipper før giften blir påført med batteridrevet ryggsprøyte og manuell sprøytebom. Noen av feltene blir sprøytet 2-3 ganger i året gjennom vekstsesongen.



Figur 36: Parkslirekne er vanskelig å bekjempe når den først har etablert seg. Arten formerer seg vegetativ gjennom krypende jordstengler og kan spire selv fra små plantedeler. Foto: Erling Fløistad, NIBIO.

Effekt i Sømna kommune

Bekjempelsen av tromsøpalme har vist seg å være effektiv og bestanden har blitt mindre for hvert år. Når det gjelder kjempespringfrø har årlig resultat variert. I 2022 gjorde værforholdene at det ikke var forsvarlig å bevege seg i og langs vassdraget og arbeidet ble ikke gjennomført. I 2023 utførte de arbeidet senere enn vanlig. På grunn av to år med utfordringer på rad er kommunen bekymret for at bestanden har vokst seg tilbake til opprinnelig størrelse. I tillegg har bestanden spredd seg lengre ned i vassdraget og arten er observert i Bøpøla Naturreservat.

Det har blitt testet ut forskjellige plantevernmidler på parkslirekne og det som ga mest effekt var glyfosat som var påført på høsten. Likevel er det få tilfeller hvor planten er helt utryddet. I 2023 var det var kun ett sted av 70 kontrollerte hvor planten ikke lenger vokste.

Utfordringer i Sømna kommune

Bekjempelse av FSK i kommunen byr på flere utfordringer. Arbeidet er væravhengig, for eksempel hvis det er mye nedbør under sprøyting har plantevernmiddelet liten effekt. Samtidig kan mye nedbør hindre fremkommeligheten og sikkerheten når det jobbes langs vassdragene. Bekjempelsen tar mye tid og må utføres jevnlig og strategisk, og dette er ressurskrevende.

For at ungdommen skal kunne identifisere kjempespringfrø, må planten ofte være i blomst, men dette øker faren for at den frør seg før den blir fjernet.

Til tross for flere års bekjempelse av parkslirekne er det fortsatt utfordrende å utrydde den fullstendig. Mens større planter kan dø helt ved sprøyting, vokser små planter fra rotsystemet fort opp igjen og den sprer seg raskt. Dette gjør denne arten ekstra utfordrende å bekjempe.

Oppsummering

Blant de nevnte kommunene er det gjennomført en rekke tiltak i arbeidet med FSK. Sømna og Indre Østfold kommune har satset stort på å kartlegge forekomstene i kommunene sine. Dette gjennom etterlysning av observasjoner og registreringer, informasjonsmøter, deling av informasjon digitalt via ulike plattformer og direkte kontakt med grunneiere på epost og telefon.

I alle kommunene pågår det bekjempelsesarbeid i ulikt omfang og ved ulik strategi. Metodene som er brukt er det derimot mye felles hvor rotkutting, beskjæring, lusing og sprøyting med plantevernmidler er foretrukne måter.

Effekten av tiltakene varierer fra kommune til kommune. De fleste har opplevd en delvis vellykket bekjempelse hvor bestandene krymper. Enkelte har opplevd at forekomster har forsvunnet, men dette er sjeldent. For å oppnå positive resultater må arbeidet utføres kontinuerlig og over flere år.

Alle kommunene møter på utfordringer i bekjempelsesarbeidet og planleggingen rundt det. Økonomi, langsiktig arbeid, ustabile værforhold, mangel på arbeidskraft og kapasitet og seiglivede arter er alle faktorer som gjør arbeidet utfordrende.

7 Videre kunnskapsbehov

Fremmede skadelig planter har blitt en utfordring mange steder i landet. Med en utvikling innen jordbruket der stadig flere gårdsbruk legges ned og jordbruksarealer går ut av drift er det nærliggende å tenke at det er nettopp slike arealer som vil kunne fungere som egnede leveområder for FSK. Dette er imidlertid et tema som så langt vi kjenner til ikke tidligere har fått mye oppmerksomhet. Denne rapporten har hatt som mål å sammenstille kunnskap om hvilken risiko det er for at FSK skal etablere seg på jordbruksarealer ute av drift og deretter spre seg videre til omkringliggende arealer. En gjennomgang av eksisterende litteratur og analyse av felldata fra NIBIO's overvåkingsprogrammer for jordbruksarealer, 3Q og ASO, har gitt oss en god oversikt over relevante miljøfaktorer, de viktigste spredningsveiene og spredningskilder i jordbrukslandskapet og ikke minst hvordan landskapet rundt arealene kan påvirke spredningsrisikoen.

Underveis i arbeidet med denne rapporten identifiserte vi en rekke aspekter og problemstillinger som fortsatt mangler svar. I dette avsluttende kapittelet har vi derfor sammenstilt en oversikt over eksisterende kunnskapshull og temaer som bør belyses nærmere i det videre arbeidet med FSK. I tillegg vil vi også gi noen anbefalinger for ytterligere GIS-analyser som det ikke var rom for innenfor rammene til dette oppdraget, men som vi likevel mener kan bidra til å løse noen av utfordringene ift. risikovurdering og prioritering.

Kunnskapshull knyttet til FSK i jordbruksarealer ute av drift

- Så langt har det vært lite forskning gjennomført på FSK i Norge, særlig i forbindelse med jordbruksarealer ute av drift. Generelt er det også relativt få studier fra Europa, mens flertallet av studiene er gjort i Amerika eller Afrika. Som rapporten også peker på, er det store forskjeller i den geografiske utbredelsen av FSK og i spredningspotensialet av FSK-arter under ulike klimatiske forhold. Det er dermed usikkert i hvor stor grad den internasjonale forskningen lar seg overføre til norske forhold. Gjennom arbeidet med denne rapporten har vi imidlertid begynt å få noe bedre innsikt i problemstillingen ved å undersøke felldata på FSK fra overvåkingsprogrammene 3Q og ASO. Innenfor prosjektets ramme har vi kun hatt anledning til å gjennomføre noen innledende analyser, men vi ser at datamaterialet har et langt større potensial for flere analyser av FSK i jordbruksarealer. En mer grundig dataanalyse av eksisterende feltregistreringer kan bidra til en bedre forståelse av spredningsrisikoen av FSK i Norge.
- Det finnes fortsatt lite kunnskap om suksesjonsprosessen knyttet til jordbruksareal som går ut av drift, særlig med henblikk på norske forhold og regionale/lokale forskjeller. Selv om det eksisterer mye faglitteratur på de grunnleggende prosessene i suksesjonen, er det lite kjent om hvordan ulike typer jordbruksareal under varierende miljøforhold (geografiske forskjeller) påvirker etablering og spredning av FSK. Det kan antas at det er også store forskjeller mellom enkelte FSK-arter. Vi kan også se for oss at det er et forskningsspørsmål knyttet til spredning av FSK-arter, for eksempel hvorvidt det er enkelte bestander som er opphav til flere nye etableringer utfra miljøforhold og spredningsveier.
- Vi anbefaler at det gjennomføres en mer omfattende litteraturgjennomgang, spesielt i forbindelse med FSK og kantsoner (og landskapsstruktur generelt). Kapittel 5.3 viste at landskapet rundt jordbruksarealer ute av drift kan ha stor betydning for sannsynlighet for spredning av FSK. Samtidig er forskningen noe motstridene ift. enkelte sammenhenger, særlig fordi landskapet virker forskjellig på ulike FSK-arter. Det er også stor variasjon i hvordan kantsoner er utformet ift. artssammensetning og struktur, samt hvorvidt de skjøttes eller ikke.

- Samspillet mellom stedegne arter og FSK er svært komplekst. Det er sannsynlig at det er langt flere ukjente faktorer enn de som er omtalt i denne rapporten som har betydning, særlig i forbindelse med de spesielle forholdene som gjelder for jordbruksarealer ute av drift.
- Vi mangler kunnskap om barrierer som potensielt kan hindre spredning av FSK i landskapet. Naturlige arealer med lite forstyrrelser og stort artsmangfold er i denne rapporten utpekt som mer resistente mot invasjon enn jordbruksarealer, men det bør undersøkes i hvilken grad dette faktisk er tilfelle når slike arealer ligger i direkte tilknytning til jordbruksarealer.
- For å kunne svare på mange av de ovennevnte punktene, ser vi generelt et stort behov for flere feltstudier som ser på enkelte aspekter mer konkret (f.eks. spredningsavstander og -mønstre barriereeffekter, dynamikk mellom FSK og stedegne arter, kobling av FSK-forekomster til miljøforholdene). Dette gjelder spesielt kantsonenes og landskapets betydning. Det er antagelig også behov for undersøkelser om grunneieres holdninger og kompetanse knyttet til FSK.

Begrensninger ift. data og rapportering

- Som diskutert i kapittel 2.2.1 er det usikkerheter knyttet til datasettet «jordbruksarealer som kan være ute av drift». Per i dag mangler vi en fullstendig oversikt over jordbruksarealer som faktisk er ute av drift. For å finne ut om et areal er ute av drift er det nødvendig å enten oppsøke arealet i felt eller å tolke flybilder. På sikt er det mulig at bruk av satellittdata og indeksverdier (som NDVI) kan være nyttige, men her er det stor usikkerhet og behov for å bygge kompetanse. Overgang fra et arealbasert til et teigbasert tilskuddssystem kan være et bidrag til å få bedre informasjon for enkeltarealer. Det er også behov for feltundersøkelser for å kunne validere eksisterende datasett slik at datakvaliteten kan økes.
- Artskart er et verdifullt verktøy for å få oversikt over FSK-registreringer i et område og brukes i stor grad av forvaltningen til planlegging av tiltak. Artsobservasjoner av FSK forsvinner imidlertid ikke fra kartet når disse fjernes gjennom bekjempelsestiltak. I samtalen med noen Statsforvaltere uttrykkes et sterkt ønske om et felles system til koordinering og dokumentasjon av bekjempelsestiltak som også kan brukes på tvers av fylker.

Anbefalinger for videre kartanalyser

- Rapporten presenterer noen glimt av hvordan kombinasjon av ulike datakilder (FSK, spredningsveier og miljøfaktorer) kan bidra i en risikovurdering og prioriteringsprosess. GIS-verktøy tilbyr et stort spekter av muligheter for å gjøre flere analyser, for eksempel mer detaljerte studier av spredningsveier og spredningskilder. De tilgjengelige datasettene som omtales i denne rapporten er blant annet godt egnet til å lage ulike typer sårbarhetskart basert på kjente spredningsveier og korridorer. Vi ser for oss at slike kart kunne ha stor nytteverdi i forbindelse med planlegging av tiltak.
- Vi har i dette arbeidet ikke studert spesielle egenskaper ved enkeltarter. Vi ser imidlertid at forhold som spredningsavstand og spredningsmåte er svært relevant for hvor en art kan komme til å etablere seg. Dette kan gjennomføres ved mer detaljerte analyser som tar hensyn til egenskaper til enkelte arter og deres krav til leveområdet sitt. Informasjon om spredningsavstander kan blant annet brukes til å justere størrelsen på buffersoner eller velge terskelverdier for avstander som beregnes mellom FSK-forekomster, arealer ute av drift og ulike spredningsveier og korridorer.
- Romlig modellering er et mye brukt verktøy i forbindelse med prediksjon av spredningsmønstre. Slike modelleringer gjøres gjerne for enkelte arter og kan gi innsikt i hvordan artene sannsynligvis vil spre seg gjennom landskapet. Det kan vurderes om romlig modellering av noen utvalgte FSK-arter bør gjennomføres for å øke forståelsen for hvordan ulike elementer og korridorer påvirker spredning av FSK i jordbrukslandskapet.

- Klimaendringene kan forventes å påvirke arters spredning og utbredelse. For de artene som i dag eksisterer ved grensen av sitt utbredelsesområde, kan endringer i vekstsesongens lengde, middeltemperatur m.m. få betydning. Med nye klimamodeller kan utviklingen i leveområde for enkelte prioriterte arter modelleres, noe vi ser for oss kan være til nytte i fremtidige risikovurderinger.

Referanser

- Ahlstrøm A., Bjørkelo K., Fadnes K. (2019). AR5 Klassifikasjonssystem. NIBIO-BOK 5 (5).
<http://hdl.handle.net/11250/2596511>
- Artsdatabanken (2018). Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper> (28.02.2025)
- Artsdatabanken (2020). Artsobservasjoner – et vellykket rapporteringsverktøy for alle. Faktark.
<https://artsdatabanken.no//Files/37678> (28.02.2025).
- Artsdatabanken (2023a). Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023.
<http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023>.
- Artsdatabanken (2023b). Risikokategorier og kriterier. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023
https://artsdatabanken.no/Pages/239659/Risikokategorier_og_kriterier (28.02.2025)
- Artsdatabanken (2023c). Kva slags framande artar har vi i vente? Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023. <https://www.artsdatabanken.no/pages/343129> (28.02.2025)
- Artsdatabanken (2024a). Om Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/omartsdatabanken> (29.11.2024).
- Artsdatabanken (2024b). Slik kvalitetssikres data i Artsobservasjoner.
<https://artsobservasjoner.no/Home/QualityOfData> (28.02.2025).
- Aune-Lundberg L., Bayr U., Stokstad G., Svendgård-Stokke S. (2024). Indikatorer for status og utvikling i nordnorsk jordbruksdrift i perioden 2002-2022. NIBIO-Rapport 10(7) <https://hdl.handle.net/11250/3113160>
- Bergslid R., Flø B.E., San N. (2018). Jord ute av drift og driveplikta. NORSØK FAGINFO 1/2018. ISBN: 978-82-8202-064-0
- Blaalid R., Often A., Magnussen K., Olsen S.L., Westergaard K.B. (2017). Fremmede skadelige karplanter – Bekjempelsesmetodikk og spredningshindrende tiltak. – NINA Rapport 1432. 87 s.
- Bratli H., Okland T., Okland R.H., Drarnstad W.E., Elven R., Engan G., Fjellstad W., Heegaard E., Pedersen O., Solstad H. (2006). Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 270-286.
- Bär A., Solbu E., Johansen L. (2021). Full-skala nasjonal arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). Erfaring fra 1. års gjennomføring, og revidering av metoder og feltinstruks. NIBIO-Rapport 7(194).
<https://hdl.handle.net/11250/2837619>
- Catford J.A., Jansson R., Nilsson C. (2008). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15, 22–40. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x
- Catford J.A., Shepherd H.E.R., Tennant P., Tilman D. (2023). Higher plant colonisation and lower resident diversity in grasslands more recently abandoned from agriculture. *Journal of Ecology* 111, 2424–2440.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.14192>
- Catford J.A., Vesk P.A., White M.D., Wintle B.A. (2011). Hotspots of plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. *Diversity and Distributions* 17, 1099–1110. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00794.x
- CBD (2014). Pathways of introduction of invasive species, their prioritization and management. UNEP/CBD/SBSTTA/18/9/Add.1.
- Chytrý M., Maskell L.C., Pino J., Pyšek P., Vilà M., Font X., Smart S.M. (2008). Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45, 448-458. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x> Compton og Boone 2000
- Čuda J., Rumlerová, Z., Brůna J., Skálová H. and Pyšek P. (2017), Floods affect the abundance of invasive *Impatiens glandulifera* and its spread from river corridors. *Diversity Distrib.*, 23: 342-354. <https://doi.org/10.1111/ddi.12524> Dajdok, Z., & Wuczyński, A. (2008). Alien plants in field margins and fields of southwestern Poland. *Biodiversity: Research and Conservation*, (9-10), 19–34.
<https://doi.org/10.14746/biorc.2008.9-10.4>
- Daugstad K. (2017). Bevaring ved bruk – nye lokalsorter i engvekstene timotei, engsvingel og raudkløver. Årsrapport 2016. NIBIO-rapport 3(20).19 s.
- Daugstad K., Thorvaldsen P., Bele B., Bär A., Fløistad I.S., Hanslin H.M. (2018). Fremmede skadelige karplanter i kulturlandskapet og områdebasert prioritering av tiltak – sammenstilling av kunnskap. NIBIO rapport 4(92). 51 s.
- Davis M.A., Grime J.P., Thompson K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88: 528-534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x> Departementene 2007

- Deutschewitz K., Lausch A., Kühn I. Klotz S. (2003). Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 299-311. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00025.x>
- Elton, C. S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. – Methuen.
- Dramstad, W., Fjellstad, W.J., Strand G.-H., Mathiesen, H.F., Engan, G., Stokland, J.N. (2002). Development and implementation of the Norwegian monitoring programme for agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 64. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0503>
- Emanuelsson U. (2009). Europeiska kulturlandskap. Hur människan format Europas natur. Formas Förlag. Stockholm.
- Enerstad K.S. (2024). Managing alien plants in a globalized and changing cultural landscape. [Masteroppgave] Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmloi/handle/11250/3148163>
- Engan G., Bentzen F. (2017). 3Q Instruks for flybildetolking – Instruksversjon 2011. NIBIO-Rapport 3(123). <http://hdl.handle.net/11250/2484990>
- Fjellstad W.F., Dramstad W. (1998). Patterns of change in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 45 (4), 177-191.
- Fjellstad W.F., Dramstad, W., Pedersen C. (2022). Pollinatorer i jordbrukslandskapet. NIBIO-Pop 8(5). <https://hdl.handle.net/11250/2981892>
- Fjellstad W.J., Dramstad W.E., Strand G.H., Fry G.L.A. (2001). Heterogeneity as a measure of spatial pattern for monitoring agricultural landscapes. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 55 (2), 71-76.
- Fridley J.D, Stachowicz J.J., Naeem S., Sax D.F., Seabloom E.W., Smith M.D., Stohlgren T.J., Tilman D., Von Holle B. (2007). The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88(1):3-17. doi: 10.1890/0012-9658(2007)88[3:tiprpa]2.0.co;2. PMID: 17489447.
- González-Moreno P., Pino J., Carreras D. et al. (2013). Quantifying the landscape influence on plant invasions in Mediterranean coastal habitats. *Landscape Ecol* 28, 891–903 (2013). <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9857-1>
- Guillera-Aroita G., Hauser C.E., McCarthy M.A. (2014). Optimal surveillance strategy for invasive species management when surveys stop after detection. *Ecol Evol.* 4(10), 1751-60. doi: 10.1002/ece3.1056.
- Halvorsen R., Bryn A., Erikstad L. (2016a). NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1, s 1–292 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://artsdatabanken.no>)
- Halvorsen R., medarbeidere og samarbeidspartnere (2016b). NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1–528 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>)
- Hauge L., Austad I. (1999). Hagemark. Fra: Norderhaug, A. m.fl. Skjøtselsboka – for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget. ISBN 9788252923544.
- Hendrichsen D.K., Åström J., Forsgren E., Skarpaas O. (2014). Spredningsveier for fremmede arter i Norge - NINA Rapport 1091, 113 s. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m581/m581.pdf>
- Higgins S.I., Richardson D.M. (2014). Invasive plants have broader physiological niches, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 111 (29) 10610-10614, <https://doi.org/10.1073/pnas.1406075111>
- Hobbs R.J., Cramer V.A. (2007). Why old fields? Socioeconomic and ecological causes and consequences of land abandonment. In *Old Fields: Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland*; Cramer, V.A., Hobbs, R.J., Eds.; Island Press: Washington, DC, USA, 2007; pp. 1–14.
- Hovstad, K. A., Johansen, L., Arnesen, G., Svalheim, E. og Velle, L. G. (2018). Semi-naturlige naturtyper. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet (dato) fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/259194>
- Ibáñez I., Liu G., Petri L., Schaffer-Morrison S., Schueller S. (2021). Assessing vulnerability and resistance to plant invasions: a native community perspective. *Invasive Plant Science and Management*, 14(2):64-74. <https://doi.org/10.1017/inp.2021.15>
- Ibáñez I., Silander Jr J.A., Allen J.M., Treanor S.A., Wilson A. (2009). Identifying hotspots for plant invasions and forecasting focal points of further spread. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1219-1228. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01736.x>
- Indre Østfold Kommune (2022). Bekjempelse av fremmede arter, Rapport 2021. https://www.io.kommune.no/_f/p1/i751b31ad-26fb-4dd6-945c-74d423f3acd8/rapport-bekjempelse-fremmede-arter-indre-ostfold-kommune-2021.pdf
- IPBES (2023). Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Sankaran, K. V., McGeoch, M. A., Meyerson, L. A., Nuñez, M. A., Ordonez, A., Rahlao, S. J., Schwindt, E., Seebens, H.,

- Sheppard, A. W., and Vandvik, V. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>
- IUCN (2000). IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species.
- Jauni M., Hyvönen T. (2010). Invasion level of alien plants in semi-natural agricultural habitats in boreal region. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138, 109–115. doi:10.1016/j.agee.2010.04.007
- Kapfer J., Pedersen C., Sickel H., Stokstad G., Dramstad W. (2022). Hva er gode landskap for pollinerende insekter? NIBIO-rapport 8(65). <https://hdl.handle.net/11250/2993091>
- Katayama N., Amano T., Naoe S., Yamakita T., Komatsu I., Takagawa S., Sato N., Ueta M., Miyashita T. (2014). Landscape heterogeneity-biodiversity relationship: effect of range size. *PLoS One* 9(3). doi: 10.1371/journal.pone.0093359.
- Klima- og miljødepartementet (2020). Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020-2025. <https://www.regjeringen.no/contentassets/f1c4ed10cef245edac260a0c5ba329fe/t-1570-b.pdf>
- Krøgli S.O., Debella-Gilo M., Aune-Lundberg L., Dramstad W. (2023). Mer og samlet areal gir mer areal i drift. NIBIO POP 9 (31). <https://hdl.handle.net/11250/3108531>
- Kulmatiski A., Beard K.H., Stark J.M. (2006). Soil history as a primary control on plant invasion in abandoned agricultural fields. *Journal of Applied Ecology*, 43: 868-876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01192.x>
- Kumar S., Stohlgren T.J., Chong G.W. (2006). Spatial heterogeneity influences native and nonnative plant species richness. *Ecology*, 87: 3186-3199. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[3186:SHINAN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[3186:SHINAN]2.0.CO;2)
- Landbruksdirektoratet (2025). Utvalgte kulturlandskap i jordbruket.
<https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/jordbruk/miljo-og-klima/jordbrukets-kulturlandskap/utvalgte-kulturlandskap-i-jordbruket>
- Lázaro-Lobo A., Evans K.O., Ervin G.N. (2020). Evaluating landscape characteristics of predicted hotspots for plant invasions. *Invasive Plant Science and Management* 13(3), 163-175. doi:10.1017/inp.2020.21
- Lemke A., Kowarik I., von der Lippe M. (2019). How traffic facilitates population expansion of invasive species along roads: The case of common ragweed in Germany. *J Appl Ecol.* 56, 413–422. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13287>
- Lenda M., Skórka P., Knops J.M.H., Moroń D., Tworek S., Woyciechowski M. (2011). Plant establishment and invasions: an increase in a seed disperser combined with land abandonment causes an invasion of the non-native walnut in Europe. *Proc. R. Soc. B* (2011) 00, 1–7, doi:10.1098/rspb.2011.2153
- Leung B., Roura-Pascual N., Bacher S., Heikkilä J., Brotons L., et al. (2012). TEASIng apart alien species risk assessments: a framework for best practices. *Ecology Letters* 15 (12). 1475-1493.
<https://doi.org/10.1111/ele.12003>
- Lira-Martins D., Xavier R.O., Mazzochini G.G., Verona L.S., Andreuccetti T., et al. (2024). Soil acidification controls invasive plant species in the restoration of degraded Cerrado grasslands. *Restor Ecol* e14294.
<https://doi.org/10.1111/rec.14294>
- Lonsdale W.M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80: 1522-1536. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2)
- Lundekvam H.E., Gauslaa Y. (1986). Phytosociology and ecology of mowed grasslands in Western Norway. *Meld. Norges Landbrukshøgskole* 65 (22): 1-26.
- Lunnan T., Todnem J. (2017). Enggransking i fjellbygdene i Sør-Noreg. 1. Botanisk samansetjing av fulldyrka eng. NIBIO-Rapport 144 (3) 2017. 63 s
- Lüttge U., Kluge M. (2012). Botanik - Die einführende Biologie der Pflanzen. Wiley-VCH. ISBN 978-3-527-33192-5.
- Marco A., Lavergne S., Dutoit T. et al. (2010). From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biol Invasions* 12, 761–779 (2010).
<https://doi.org/10.1007/s10530-009-9479-3>
- Mathiesen H.F. (2019). På sporet av fôret - Hvordan kan vi identifisere jordbruksareal som ikke er i drift? NIBIO Rapport 5(81). <http://hdl.handle.net/11250/2600823>
- Mattingly W.B., Orrock J.L. (2013). Historic land use influences contemporary establishment of invasive plant species. *Oecologia* 172, 1147–1157 (2013). <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2568-5>
- Meiners S. J., Pickett S. T., Cadenasso M. L. (2015). An integrative approach to successional dynamics: tempo and mode of vegetation change. New York: Cambridge University Press.
- Meld. St. 14 (2015–2016) Natur for livet – Norsk handlingsplan for naturmangfold.
- Miljødirektoratet (2023). Fremmede arter. <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/arter-naturtyper/fremmede-arter/>
- Miljødirektoratet (2024a). Kartleggingsinstruks. Kartlegging av terrestriske Naturtyper etter NiN2. M-2209. 2024.

- Miljødirektoratet (2024b). Tilskudd til tiltak for å ivareta natur.
<https://soknadssenter.miljodirektoratet.no/NaturTiltakSkjema/Startside/Index?id=89>
- Miljødirektoratet (2024c): Bekjempe fremmede plantearter. Kommuneveileder.
<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/arter-naturtyper/fremmede-arter/bekjempe-fremmede-plantearter/>
- Mosher E.S., Silander J.A., Latimer A.M. (2009). The role of land-use history in major invasions by woody plant species in the northeastern North American landscape. *Biol Invasions* 11, 2317–2328 (2009).
<https://doi.org/10.1007/s10530-008-9418-8>
- Moyo B., Ravhuhali K. E. (2022). Abandoned Croplands: Drivers and Secondary Succession Trajectories under Livestock Grazing in Communal Areas of South Africa. *Sustainability*, 14(10), 6168.
<https://doi.org/10.3390/su14106168>
- Naeem S., Knops J.M.H., Tilman D., Howe K.M., Kennedy T., Gale, S. (2000). Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos*, 91: 97–108. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910108.x>
- Navarro L.M., Pereira H.M. (2012). Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems* 15, 900–912 (2012).
<https://doi.org/10.1007/s10021-012-9558-7>
- Neill C., Von Holle B., Kleese K., Ivy K.D., Collins A.R., Treat C., Dean M. (2007). Historical influences on the vegetation and soils of the Martha's Vineyard, Massachusetts coastal sandplain: Implications for conservation and restoration. *Biological Conservation* 136:17–32.
- Nesheim L. (1986). A grassland survey in Nordland, North Norway. II. Botanical composition and influencing factors. *Meld. Norges Landbrukshøgskole* 65 (19): 1–60.
- NIBIO (2019). Plantevern i økologisk landbruk. Bind 5: Ugras i eng og beite.
<https://www.plantevernleksikonet.no/l/boeker/357/>
- Nyborg N. (2020). RAPPORT: Prosjekt Fremmede Arter i Sømna - 2020. Sømna Kommune, Landbrukskontoret.
https://www.somna.kommune.no/_f/p1/ib72685c5-b26d-463d-ba2e-45677b16f56f/rapport-2020-bekjempelse-av-fremmede-arter-i-somna.pdf
- Nyborg N. (2021). RAPPORT: Prosjekt Fremmede Arter i Sømna - 2021. Sømna Kommune, landbrukskontoret.
https://www.somna.kommune.no/_f/p1/i3b2c1d31-8dd7-4423-a392-51d9208ae249/rapport-2021-bekjemping-av-fremmede-arter-i-somna.pdf
- Nyborg N. (2022). RAPPORT: Prosjekt Fremmede Arter i Sømna - 2022. Sømna Kommune, Landbrukskontoret.
https://www.somna.kommune.no/_f/p1/i6b18472b-6421-4dd3-88d5-1bb1f16ceceb/rapport-2022-bekjemping-av-fremmede-arter-i-somna.pdf
- Nyborg N. (2023). RAPPORT: Prosjekt Fremmede Arter i Sømna - 2023. Sømna Kommune, Landbrukskontoret.
https://www.somna.kommune.no/_f/p1/i5eba812e-bbae-4574-ba25-ccff1f7b5a92/rapport-2023-bekjemping-av-fremmede-arter-i-somna.pdf
- Nyborg N., Moen A. K. (2019). Rapport - bekjempelse av fremmede skadelige arter i Sømna - 2019. Sømna Kommune. https://www.somna.kommune.no/_f/p1/i93500488-61f3-4500-a0b0-0f4ef209ac6b/rapport-bekjempelse-av-fremmede-arter-i-somna-2019.pdf
- Nygaard P. H., Øyen B.H. (2017). Spread of the Introduced Sitka Spruce (*Picea sitchensis*) in Coastal Norway. *Forests*, 8(1), 24. <https://doi.org/10.3390/f8010024>
- O'Reilly-Nugent A., Palit R., Lopez-Aldana A. et al. (2016). Landscape Effects on the Spread of Invasive Species. *Curr Landscape Ecol Rep* 1, 107–114 (2016). <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0012-y>
- Olsen S.L., Åström J., Hendrichsen D., Bjerke J. W., Blaailid R., Töpper J., Bakkestuen, V. (2017). Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse. – NINA Rapport 1393. 116 s.
- Pedersen C., Kapfer J., Sickel H. (2020). Plantesamfunn i beitemarker og brakklagte enger - observerte endringer over 10 år og betydningen for pollinerende insekter. NIBIO-rapport 6(173).
<https://hdl.handle.net/11250/2720438>
- Pedersen C., Krøgli S.O. (2019). The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway. *Ecological Indicators* 75, Pages 155–163.
- Pehrson I. (2001). Bete och Betsdjur. Jordbruksverket 2001, 175 s. ISBN 9188264-25-4
- Pointereau P., Coulon F., Girard P., Lambotte M., Stuczynski T., et al. (2008). Analysis of Farmland Abandonment and the Extent and Location of Agricultural Areas That Are Actually Abandoned or Are in Risk to Be Abandoned; Anguiano, E., Bamps, C., Terres, J., Eds.; ISPRA European Commission-JRC-Institute for Environment and Sustainability: Ispra, Italy, 2008.
- Regjeringen (2007). Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter
<https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/md/vedlegg/planer/t-1460.pdf>

- Reinton, L. (1957). Sæterbruket i Noreg 2. Anna arbeid på sætra. Sætra i haustingsbruket og i matnøysla elles, b. Serie B: Skrifter 48 2. Oslo: Instituttet for sammenlignende kulturforskning.
- Rouget M., Richardson D.M., Wilson S.D. (2003). Inferring Process from Pattern in Plant Invasions: A Semimechanistic Model Incorporating Propagule Pressure and Environmental Factors. *The American Naturalist* 162(6). <https://doi.org/10.1086/379204>
- Sandvik H., Gederaas L., Hilmo O. (2017). Retningslinjer for økologisk risikovurdering av fremmede arter, versjon 3.5. Trondheim: Artsdatabanken.
- Sickel H., Pedersen C., Fjellstad W., Dramstad W. og Kapfer J. Jordbrukslandskapet «mellomrom» - hvordan står det til med blomsterressursene? Under utarbeidelse.
- SSB (2021). Nær halvparten av alt jordbruksareal i drift er leid areal. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/jordbruk/artikler/naer-halvparten-av-alt-jordbruksareal-i-drift-er-leid-areal> (29.11.2024).
- SSB (2024). 05988: Jordbruksbedrifter, etter region, statistikkvariabel og år. <https://www.ssb.no/statbank/table/05988/tableViewLayout1/?loadedQueryId=10063184&timeType=top&imeValue=11> (29.11.2024).
- Statens vegvesen (2016). Fremmede skadelige arter - oppfølging av lovverk. Statens vegvesens Rapporter Nr. 387. <https://hdl.handle.net/11250/2659772>
- Stokstad G. (2024). Status og endring i jordbrukslandskapet i Norge. NIBIO-Rapport 10(16). <https://hdl.handle.net/11250/3117508>
- Stokstad G., Fjellstad W., Dramstad W. (2016). Overvåking av jordbrukets kulturlandskap. NIBIO-POP 2(34). <http://hdl.handle.net/11250/2422365>
- Strand G.H., Bloch V.V.H. (2009). Statistical grids for Norway. Documentation of national grids for analysis and visualisation of spatial data in Norway. SSB Documents 2009/9. https://www.ssb.no/a/english/publikasjoner/pdf/doc_200909_en/doc_200909_en.pdf
- Stringham O. C., J.L. Lockwood (2021). Managing propagule pressure to prevent invasive species establishments: propagule size, number, and risk-release curve. *Ecological Applications* 31(4):e02314. 10.1002/eap.2314
- Svalheim E.J., Sickel, H. (2017). Frøspredning av naturengplanter i utmark gjennom historisk ferdsel og bruk – som grunnlag for bevisst bruk av lokalt og regionalt frømateriale i dag. NIBIO rapport, 3 (155) 2017. 104 s.
- Sweco (2018). Håndtering av løsmasser med fremmede skadelige plantearter og forsvarlig kompostering av planteavfall med fremmede skadelige plantearter. Rapport M-982.
- Tingstad L., Evju M., Sickel H. og Tøpper J. (2019). Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning
- Ulfeng H. (2024). Små og spredte jordbruksarealer går ut av drift. NIBIO Nyheter. <https://www.nibio.no/nyheter/sma-og-spredte-jordbruksarealer-gar-ut-av-drift> (29.11.2024)
- Vilà M., Ibáñez I. (2011). Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecol* 26, 461–472 (2011). <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>
- Von Holle. B., Motzkin G. (2007). Historical land use and environmental determinants of nonnative plant distribution in coastal southern New England. *Biological Conservation* 136:33-43. doi:10.1016/j.biocon.2006.10.044
- Wallin H.G., Stensgaard K., Stokstad G. (2022). Kulturminner i jordbrukslandskapet Askeladden-objekter og SEFRAX-bygninger vurdert på flyfoto. NIBIO-rapport 8(104). <https://hdl.handle.net/11250/3003747>
- Zimmermann H., Loos J., Von Wehrden H., Fischer J. (2015). Aliens in Transylvania: risk maps of invasive alien plant species in Central Romania. *Neobiota* 24, 55-65.
- Aasmundsen A., Vale K.S. (2021). Erfaringsrapport: Areal ute av drift 2020-2021. https://www.statsforvalteren.no/contentassets/34afd175e75c4d62b3600c712be8130b/erfaringsrapport-2021_areal-ute-av-drift_mvedlegg.pdf

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.

