

Serie Systemvergleich Hohenrain II

Ökobilanzanalyse weide- und graslandbasierter Milchproduktionssysteme

Joséphine Zumwald¹, Martin Braunschweig¹, Pius Hofstetter², Beat Reidy³ und Thomas Nemecek¹

¹Agroscope, 8046 Zürich, Schweiz

²Berufsbildungszentrum Natur und Ernährung BBZN, 6170 Schüpfheim, Schweiz

³Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL, 3052 Zollikofen, Schweiz

Auskünfte: Thomas Nemecek, E-Mail: thomas.nemecek@agroscope.admin.ch



Für alle untersuchten Systeme besteht Optimierungspotenzial bei den Umweltauswirkungen.

(Foto: Franziska Akert, HAFL und ETHZ)

Einleitung

Die Umweltwirkungen der Milchproduktion sind von zahlreichen Einflussfaktoren abhängig. Neben den Standortbedingungen (Klima, Boden, Topographie) spielt die Ausgestaltung des Produktionssystems eine entscheidende Rolle: Die Zusammensetzung der Futterration, die Haltung (Stall/Weide), die Milchleistung pro

Kuh und das Hofdüngermanagement beeinflussen die Umweltwirkungen. Um diese senken zu können, sind detaillierte Analysen notwendig.

Verschiedene Ökobilanzstudien haben sich bereits mit diesem Thema auseinandergesetzt. Für graslandbasierte Milchproduktionssysteme mit Weidehaltung und

mit geringen Kraftfuttermengen wurde beispielsweise oft ein höherer Flächenbedarf und höhere Treibhausgasemissionen pro Kilogramm energiekorrigierte Milch (ECM) ermittelt, als für Systeme mit weniger Weidehaltung und höherem Kraftfuttereinsatz (Arsenault *et al.* 2009; Sutter *et al.* 2013; Thi Tuyet Hanh *et al.* 2013; Bystricky *et al.* 2015). Allerdings gibt es auch Studien, die bezüglich Flächenbedarf und Treibhausgasemissionen zu gegenteiligen Schlussfolgerungen kommen, wie beispielsweise O'Brien *et al.* (2012). Auch bezüglich Versauerung weisen die bisherigen Publikationen sowohl auf Vorteile wie auch auf Nachteile für graslandbasierte Systeme mit Weidehaltung hin (Arsenault *et al.* 2009; Sutter *et al.* 2013; Bystricky *et al.* 2015). Weiter weisen Untersuchungen darauf hin, dass Systeme mit einem höheren Anteil an Kraftfutter und Stallhaltung tendenziell bei Ökotoxizität, Phosphor(P)- und Kalium(K)-Ressourcenbedarf sowie Abholzung (für den Anbau von Soja) ungünstiger abschneiden (Sutter *et al.* 2013; Bystricky *et al.* 2015).

Betreffend die Umweltwirkungen der Milchproduktion gibt es also kein durchwegs bestes System. Je nach betrachteter Umweltwirkung und konkreter Ausgestaltung schneiden Produktionssysteme unterschiedlich ab, wie auch die Studie von Haupt *et al.* (2018) zusammenfasst. Welchen Einfluss die verschiedenen Charakteristiken der Produktionssysteme genau auf die Umweltwirkungen haben, und welche Schlüsse daraus für die Schweizer Milchproduktion gezogen werden können, ist deshalb abzuklären. Zudem wurden Systeme mit Eingrasen (hohe Frischgrasnutzung mit Teilweide und Grasfütterung im Stall), wie sie für die Schweiz typisch sind, bisher wenig untersucht. Als Teil des Projekts «Optimierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen auf Basis von Eingrasen (Hohenrain II)» (Reidy *et al.* 2017) hatte die vorliegende Studie deshalb zum Ziel, die Vor- und Nachteile folgender drei Fütterungssysteme bezüglich ihrer Umweltwirkungen zu analysieren: Vollweide (VW), Eingrasen mit tiefem (EGKF) und mit hohem Kraftfutterniveau (EGKFplus).

Methode

Der Systemvergleich erfolgte auf Basis von Pilotbetrieben sowie des Systemvergleichs auf dem Gutsbetrieb des BBZN Hohenrain (LU). Untersucht wurden die Vollweide mit saisonaler Abkalbung (VW) und minimalem Kraftfutter(KF)-Einsatz (0–300 kg KF/Kuh/Jahr), sowie Eingrasen mit Teilweide mit zwei unterschiedlichen Mengen an Kraftfutter (EGKF max. 500 kg KF/Kuh/Jahr; EGKFplus 800–1200 kg KF/Kuh/Jahr). Details zu den einzelnen Pro-

Zusammenfassung

Im Rahmen des Projekts «Optimierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen auf Basis von Eingrasen (Hohenrain II)» haben wir die Umweltwirkungen von drei Systemen anhand der Ökobilanzmethode SALCA miteinander verglichen: Vollweide mit saisonaler Abkalbung, sowie zwei Varianten von Eingrasen mit unterschiedlichem Kraftfuttereinsatz (<500 kg/Kuh/Jahr und 800–1200 kg/Kuh/Jahr). Systeme mit höherem Kraftfuttereinsatz weisen im Vergleich zu Systemen mit niedrigerem Kraftfuttereinsatz höhere und somit ungünstigere Werte in den Kategorien Kalium-Ressourcenbedarf und Ökotoxizität und teilweise in den Kategorien Phosphor-Ressourcenbedarf sowie Abholzung auf. Beim Treibhauspotenzial, bei der Ozonbildung und bei der Landschaftsästhetik weist das System mit höherem Kraftfuttereinsatz hingegen teilweise günstigere Werte auf als das Vollweide-System. In einigen weiteren Wirkungskategorien sind aufgrund der hohen Variabilität zwischen den untersuchten Betrieben und Jahren keine deutlichen Unterschiede zwischen den Systemen ersichtlich. Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Umweltwirkungen der Milch sind die Futtermittelverwertung (kg Futter/kg energiekorrigierte Milch [ECM]), die Zusammensetzung der Futtermittelration, die Zufuhr von Kraftfutter, die Remontierung von Kühen sowie die Düngung.

duktionssystemen und zur Versuchsanordnung können Ineichen *et al.* (2018) entnommen werden. Pro System wurden vier Pilotbetriebe für das Jahr 2014 analysiert. Gleichzeitig wurden die drei Systeme auf dem Gutsbetrieb während drei Jahren (2014–2016) untersucht. Die Datenerhebung wurde im Rahmen der Projektarbeiten durchgeführt (Reidy *et al.* 2017). Fehlende Daten wurden anhand von Daten aus Modellbetrieben abgeschätzt, die an den untersuchten Betrieb angepasst wurden. Die Modellbetriebe wurden aus verschiedenen Quellen zusammengestellt und repräsentieren jeweils den Durchschnitt einer Betriebsgruppe (z. B. Verkehrsmilchbetrieb, Tal, ökologischer Leistungsnachweis ÖLN). Als funktionelle Einheit diente ein Kilogramm ECM ab Hoftor. Die Systemgrenze umfasste die Viehhaltung (Milchkühe und Aufzucht), zugekaufte Tiere, Fütte-

rungs- und Düngermanagement, Produktion und Bereitstellung von Futtermitteln, mineralischen Düngern, Energieträgern, Gebäuden und sonstiger Infrastruktur. Die Umweltwirkungen des Gesamtsystems wurden anhand einer physischen Allokation basierend auf der Energie, die das Tier zur Produktion von 1 kg ECM und 1 kg Körpergewicht benötigt, auf die Produkte «Milch» und «lebende Tiere» aufgeteilt. Weitere Produktionszweige, wie Ackerbau oder andere Viehbestände als Rinder, wurden – falls vorhanden – von den gesamten Inputs abgezogen.

Die direkten Emissionen wurden mit der SALCAfarm-Methode berechnet. Diese ist speziell für diese Studie angepasst worden, um spezifische Merkmale der graslandbasierten Milchproduktion zu berücksichtigen (Nemecek und Ledgard 2016). So wurde zwischen den Stickstoff(N)-Ausscheidungen in Urin und Kot (Ammoniak, Lachgas und Nitrat) auf der Weide unterschieden, um den effektiven Emissionsprozessen gerecht zu werden. Die benötigten Inventare für Inputs und Prozesse auf dem Landwirtschaftsbetrieb (z. B. Futter, Mineral-

dünger, Diesel oder Gebäude) wurden aus der SALCA- und der ecoinvent-V3-Datenbank übernommen (ecoinvent Centre 2016). Die Wirkungsabschätzung basierte auf der SALCA-Wirkungsabschätzungsmethode und schloss 15 verschiedene Wirkungskategorien ein. Weitere Details zur Methode lassen sich dem umfassenden Bericht entnehmen (Zumwald *et al.* 2018).

Resultate und Diskussion

Die Kraftfutterzufuhr (Teil der Kategorie Ergänzungsfutter in Abb. 1) ist der einzige Einflussfaktor, der sich in klar unterschiedlichen Umweltwirkungen pro kg ECM zwischen den drei untersuchten Systemen auswirkt. Dessen Einsatz hat einen ungünstigen Einfluss auf den K-Ressourcenbedarf sowie auf die aquatische und terrestrische Ökotoxizität pro kg ECM (Abb. 1, Tab. 1, Tab. 2). Bezüglich dem P-Ressourcenbedarf und der Abholzung (potenziell abgeholzte Waldflächen durch Sojaanbau) sind die Unterschiede zwischen den Systemen nur für die Pilotbetriebe klar ersichtlich: VW schneidet jeweils

Tab. 1 | Ergebnisse für alle Wirkungskategorien (ausser Landschaft und Biodiversität) und für die verschiedenen Systeme über die drei Jahre (2014–2016) auf dem Gutsbetrieb (VW = Vollweide, EGKF = Eingrasen mit wenig Kraftfutter, EGKFplus = Eingrasen mit viel Kraftfutter),

| | | VW | | | EGKF | | | EGKFplus | | |
|--|-----------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | 2014 | 2015 | 2016 | 2014 | 2015 | 2016 | 2014 | 2015 | 2016 |
| Ressourcenbezogene Wirkungskategorien | | | | | | | | | | |
| K-Ressourcenbedarf | kg | 3,07E-04 | 2,37E-04 | 2,01E-04 | 5,19E-04 | 4,81E-04 | 4,31E-04 | 7,31E-04 | 6,19E-04 | 6,25E-04 |
| P-Ressourcenbedarf | kg | 3,90E-04 | 3,13E-04 | 3,74E-04 | 2,66E-04 | 4,13E-04 | 1,54E-04 | 4,52E-04 | 6,22E-04 | 3,66E-04 |
| Flächenbedarf | m ² a | 1,95E+00 | 1,90E+00 | 1,60E+00 | 1,83E+00 | 1,92E+00 | 1,52E+00 | 1,81E+00 | 1,66E+00 | 1,26E+00 |
| Abholzung | m ² | 5,78E-04 | 5,12E-04 | 3,12E-04 | 6,01E-04 | 5,39E-04 | 3,27E-04 | 7,50E-04 | 6,09E-04 | 4,32E-04 |
| Nicht-erneuerbarer Energiebedarf | MJ eq | 4,37E+00 | 4,79E+00 | 4,14E+00 | 4,54E+00 | 5,22E+00 | 4,23E+00 | 4,60E+00 | 4,61E+00 | 3,62E+00 |
| Wasserbedarf | m ³ | 1,51E-02 | 1,74E-02 | 1,37E-02 | 1,51E-02 | 1,73E-02 | 1,42E-02 | 1,61E-02 | 1,52E-02 | 1,27E-02 |
| Emissionsbezogene Wirkungskategorien | | | | | | | | | | |
| Treibhausgaspotenzial | kg CO ₂ eq | 1,64E+00 | 1,69E+00 | 1,45E+00 | 1,54E+00 | 1,60E+00 | 1,33E+00 | 1,54E+00 | 1,27E+00 | 1,13E+00 |
| Versauerungspotenzial | molc H+ eq | 8,77E-03 | 9,26E-03 | 7,62E-03 | 7,95E-03 | 8,46E-03 | 6,18E-03 | 8,10E-03 | 6,84E-03 | 5,55E-03 |
| Terrestrisches Eutrophierungspotenzial | m ² | 2,69E+00 | 2,84E+00 | 2,32E+00 | 2,42E+00 | 2,58E+00 | 1,85E+00 | 2,46E+00 | 2,07E+00 | 1,67E+00 |
| Aquatisches Eutrophierungspotenzial N | kg N | 5,53E-03 | 7,14E-03 | 6,67E-03 | 7,41E-03 | 8,75E-03 | 7,32E-03 | 7,44E-03 | 7,40E-03 | 6,11E-03 |
| Aquatisches Eutrophierungspotenzial P | kg P | 1,44E-04 | 1,34E-04 | 1,18E-04 | 1,36E-04 | 1,42E-04 | 1,13E-04 | 1,35E-04 | 1,25E-04 | 9,33E-05 |
| Ozonbildungspotenzial | kg NMVOC eq | 2,97E-03 | 3,14E-03 | 2,79E-03 | 2,94E-03 | 3,00E-03 | 2,82E-03 | 2,95E-03 | 2,50E-03 | 2,35E-03 |
| Toxizität | | | | | | | | | | |
| Ökotoxizität aquatisch | kg 1,4-DB eq | 1,05E-02 | 8,58E-03 | 8,62E-03 | 1,28E-02 | 1,37E-02 | 1,08E-02 | 1,88E-02 | 2,10E-02 | 1,62E-02 |
| Ökotoxizität terrestrisch | kg 1,4-DB eq | 2,87E-04 | 2,43E-04 | 1,96E-04 | 4,63E-04 | 4,49E-04 | 4,43E-04 | 7,16E-04 | 7,28E-04 | 5,88E-04 |
| Humantoxizität | kg 1,4-DB eq | 2,80E-01 | 2,80E-01 | 2,37E-01 | 2,74E-01 | 2,90E-01 | 2,20E-01 | 2,95E-01 | 2,77E-01 | 2,15E-01 |

am günstigsten ab, und die Bio-Betriebe stechen mit den tiefsten Werten als besonders günstig heraus. Auf dem Gutsbetrieb sind für diese Kategorien hingegen keine klaren Unterschiede ersichtlich: Bei der Abholzung gleicht dort der Zukauf der Tiere, der bei allen Systemen jeweils ähnlich viel beiträgt, die durch das Kraftfutter vorhandenen Unterschiede zwischen den Systemen aus. Beim P-Ressourcenbedarf wirkt sich die Zufuhr beziehungsweise die Wegfuhr von Dürrfutter stark aus und gleicht somit die aufgrund des Kraftfutters vorhandenen Unterschiede zwischen den Systemen aus.

Die Unterschiede, die neben der Kraftfutterzufuhr zwischen den drei Systemen bestehen, sind nicht genügend ausgeprägt, um sich gleichzeitig auf dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben deutlich zu zeigen. Die Resultate geben jedoch anhand der Ergebnisse auf dem Gutsbetrieb auch Hinweise auf Vorteile des Systems Eingrasen gegenüber VW. So schneidet beim Treibhauspotenzial, der Versauerung und der terrestrischen Eutrophierung sowie bei der Ozonbildung und der Landschaftsästhetik (nicht abgebildet, Zumwald *et al.* 2018) das EGKF-

plus-System tendenziell günstiger ab als VW. Widersprüchliche Resultate gibt es zwischen dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben für die Versauerung und die terrestrische Eutrophierung: Auf den Pilotbetrieben hat VW im Vergleich zu EGKFplus geringere Auswirkungen, während es sich auf dem Gutsbetrieb genau umgekehrt verhält. Dieser Unterschied hat mit dem höheren durchschnittlichen Rohprotein-Gehalt des Gesamtfutters auf dem Gutsbetrieb zu tun, der vor allem bei VW für einen N-Überschuss sorgt. Um die ungünstigen Auswirkungen auf die Versauerung und auf die terrestrische Eutrophierung von VW-Systemen zu reduzieren, gilt es die vor allem in den Sommer- und Herbstmonaten erhöhten Rohprotein-Gehalte des Futters gezielt auszugleichen. (Reidy *et al.* 2017).

In den weiteren untersuchten Wirkungskategorien Energiebedarf, Flächenbedarf, aquatische P-Eutrophierung und Biodiversität (nicht abgebildet, Zumwald *et al.* 2018) überlappen sich die Werte der einzelnen Systeme sowohl für den Gutsbetrieb wie auch für die Pilotbetriebe. Es gibt für viele Wirkungskategorien eine hohe Varia-

Tab. 2 | Minimale, maximale und Mittelwerte (MW) für alle Wirkungskategorien (ausser Landschaft und Biodiversität) und für die verschiedenen Systeme der Pilotbetriebe für das Jahr 2014 (Abkürzungen s. Tab. 1).

| | | VW | | | EGKF | | | EGKFplus | | |
|--|-----------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | Min. | MW | Max. | Min. | MW | Max. | Min. | MW | Max. |
| Ressourcenbezogene Wirkungskategorien | | | | | | | | | | |
| K-Ressourcenbedarf | kg | 3,15E-05 | 2,13E-04 | 4,45E-04 | 1,84E-05 | 2,57E-04 | 5,83E-04 | 7,56E-04 | 9,19E-04 | 1,14E-03 |
| P-Ressourcenbedarf | kg | 6,72E-05 | 1,50E-04 | 2,27E-04 | 4,51E-05 | 2,72E-04 | 5,02E-04 | 5,77E-04 | 6,90E-04 | 8,41E-04 |
| Flächenbedarf | m ² a | 1,59E+00 | 2,35E+00 | 3,02E+00 | 1,60E+00 | 1,84E+00 | 2,13E+00 | 1,54E+00 | 1,85E+00 | 2,32E+00 |
| Abholzung | m ² | 5,64E-05 | 2,69E-04 | 4,70E-04 | 4,22E-05 | 6,45E-04 | 1,50E-03 | 1,14E-03 | 1,75E-03 | 2,63E-03 |
| Nicht-erneuerbarer Energiebedarf | MJ eq | 4,10E+00 | 4,72E+00 | 5,37E+00 | 3,88E+00 | 4,15E+00 | 4,49E+00 | 3,96E+00 | 5,16E+00 | 7,16E+00 |
| Wasserbedarf | m ³ | 1,36E-02 | 1,64E-02 | 2,02E-02 | 1,27E-02 | 1,53E-02 | 1,88E-02 | 1,22E-02 | 1,53E-02 | 1,95E-02 |
| Emissionsbezogene Wirkungskategorien | | | | | | | | | | |
| Treibhausgaspotenzial | kg CO ₂ eq | 1,40E+00 | 1,64E+00 | 2,04E+00 | 1,31E+00 | 1,40E+00 | 1,54E+00 | 1,30E+00 | 1,51E+00 | 1,89E+00 |
| Versauerungspotenzial | molc H+ eq | 6,27E-03 | 7,54E-03 | 9,13E-03 | 8,43E-03 | 9,43E-03 | 1,07E-02 | 9,34E-03 | 1,03E-02 | 1,19E-02 |
| Terrestrisches Eutrophierungspotenzial | m ² | 1,87E+00 | 2,27E+00 | 2,78E+00 | 2,61E+00 | 2,92E+00 | 3,34E+00 | 2,87E+00 | 3,17E+00 | 3,64E+00 |
| Aquatisches Eutrophierungspotenzial N | kg N | 2,03E-03 | 4,09E-03 | 5,65E-03 | 2,35E-03 | 6,65E-03 | 1,55E-02 | 5,26E-03 | 8,16E-03 | 1,38E-02 |
| Aquatisches Eutrophierungspotenzial P | kg P | 1,06E-04 | 1,47E-04 | 1,85E-04 | 1,21E-04 | 1,34E-04 | 1,45E-04 | 1,29E-04 | 1,47E-04 | 1,80E-04 |
| Ozonbildungspotenzial | kg NMVOC eq | 2,46E-03 | 3,09E-03 | 4,03E-03 | 2,49E-03 | 2,68E-03 | 2,92E-03 | 2,76E-03 | 3,01E-03 | 3,59E-03 |
| Toxizität | | | | | | | | | | |
| Ökotoxizität aquatisch | kg 1,4-DB eq | 4,49E-03 | 6,05E-03 | 8,29E-03 | 2,70E-03 | 6,26E-03 | 9,88E-03 | 1,69E-02 | 2,08E-02 | 2,56E-02 |
| Ökotoxizität terrestrisch | kg 1,4-DB eq | 1,88E-04 | 2,75E-04 | 3,55E-04 | 2,20E-04 | 3,10E-04 | 3,76E-04 | 7,97E-04 | 1,76E-03 | 3,08E-03 |
| Humantoxizität | kg 1,4-DB eq | 2,66E-01 | 3,22E-01 | 3,63E-01 | 2,53E-01 | 2,67E-01 | 2,98E-01 | 2,88E-01 | 3,23E-01 | 3,94E-01 |

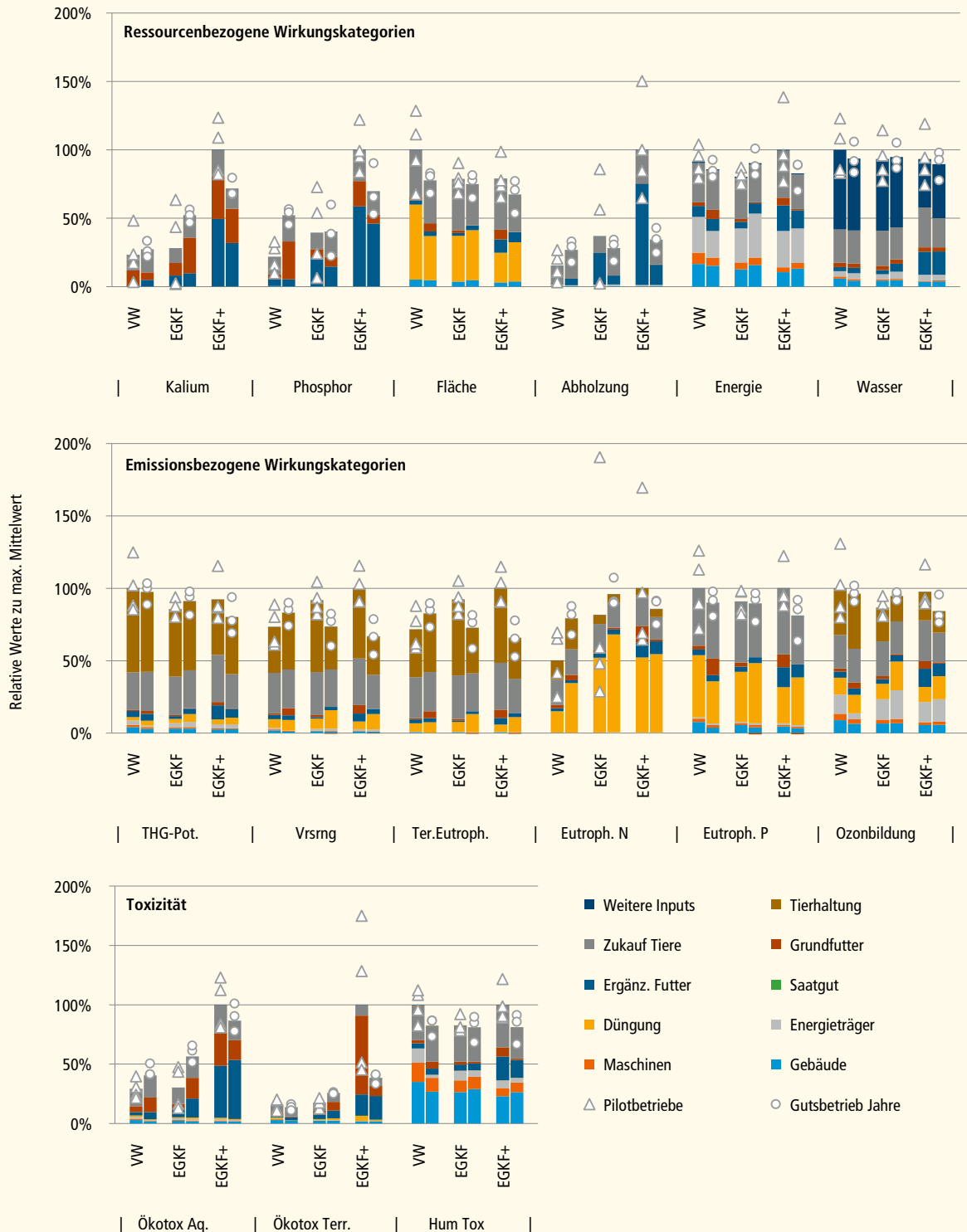


Abb. 1 | Vergleich der Ergebnisse aller Wirkungskategorien für die verschiedenen Systeme. Säulen stellen die Mittelwerte dar (linke Säule: Mittelwert der vier Pilotbetriebe, rechte Säule: Mittelwert der drei Jahre des Gutsbetriebs). Dreiecke zeigen Werte der einzelnen Pilotbetriebe, Kreise stellen Werte der einzelnen Jahre des Gutsbetriebs dar. Kalium = Kalium-Ressourcenbedarf, Phosphor = Phosphor-Ressourcenbedarf, Fläche = Flächenbedarf, Abholzung = potenziell abgeholzte Fläche, Energie = nicht-erneuerbarer Energiebedarf, Wasser = Wasserbedarf, THG-Pot. = Treibhauspotenzial, Vrsrng = Versauerungspotenzial, ter. Eutroph. = terrestrisches Eutrophierungspotenzial, Eutroph. N = aquatisches Eutrophierungspotenzial N, Eutroph. P = aquatisches Eutrophierungspotenzial P, Ozonbildung = photochemisches Ozonbildungspotenzial, Ökotox Aq. = aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, Ökotox Terr. = terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, Hum Tox = Human-toxizität. VW = Vollweide, EGKF = Eingrasen mit wenig Kraftfutter, EGKF+ = Eingrasen mit viel Kraftfutter.

bilität in den Ergebnissen. Für die Variabilität zwischen den einzelnen Jahren auf dem Gutsbetrieb ist häufig die Remontierung von Tieren von Bedeutung, sowie der Futterzukauf, der aufgrund der Ertragsschwankungen von Jahr zu Jahr unterschiedlich hoch ausfällt. Auch zwischen den verschiedenen Pilotbetrieben spielt die unterschiedliche Remontierungsrate eine Rolle. Zudem gibt es Betriebe, bei denen der Futterzukauf stärker ins Gewicht fällt. Bei der aquatischen N-Eutrophierung gibt es Ausreisser nach oben, wenn pro Fläche besonders viel gedüngt wird. Innerhalb der Systeme besteht offensichtlich ein beträchtliches Optimierungspotenzial: In den meisten Wirkungskategorien ist es mit allen Systemen grundsätzlich möglich, ähnlich günstig abzuschneiden. Ausnahmen bilden dabei die Kategorien, die stark vom Kraftfutterzukauf beeinflusst werden.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Alle untersuchten Systeme zeigen spezifische Vor- und Nachteile bezüglich ihrer Umweltwirkungen, und es gibt kein System, welches bei sämtlichen Wirkungskategorien überlegen ist. Die wichtigsten Einflussfaktoren für die untersuchten Umweltwirkungen der Milchproduktion sind:

- Die Zusammensetzung der Futtermischung (Zufuhr von Kraftfutter wirkt sich negativ auf den K-Ressourcenbedarf und die Ökotoxizität aus; Nährstoffüberschüsse führen zu höheren Treibhausgasemissionen, Versauerung, terrestrischer Eutrophierung, aquatischer Eutrophierung mit N sowie Ozonbildung);
- die Futtermittelverwertung (tiefe Futtermittelverwertung [kg Futter/kg Milch] führt zu höheren direkten Treibhausgasemissionen);
- die Remontierung von Tieren (Einfluss auf alle Wirkungskategorien);
- die Düngung (N-Überschüsse in der Tierhaltung und hohe Düngergaben führen zu hoher aquatischer N-Eutrophierung).

Somit lässt sich an folgenden Punkten ansetzen, um die Umweltwirkungen der Milch zu senken:

- Betreffend Abholzung, P- und K-Ressourcenbedarf sowie Ökotoxizität erweisen sich Systeme mit geringerem Kraftfuttermittelverbrauch als vorteilhafter gegenüber Systemen mit mehr Kraftfutter. Sind diese Kategorien prioritär, sollten Systeme mit weniger Kraftfutter bevorzugt werden.
- Eine bessere Kenntnis der Futtermittelzusammensetzung und -nährstoffe, speziell betreffend Wiesenfutter

würde eine entsprechende Optimierung der Ration erlauben. Beispielsweise können mit gezielter Zufütterung von energiereichem Futter (z. B. Silomais) Nährstoffverluste und Umweltauswirkungen vermindert und die Milchleistung erhöht werden. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass eine solche Zufütterung bei Weidehaltung die Futteraufnahme auf der Weide beeinträchtigen kann.

- Eine längere Nutzungsdauer der Kühe, die sich in einer geringeren Remontierung von Rindern pro kg ECM auswirkt, hat potenziell eine sehr günstige Wirkung auf viele Wirkungskategorien und ist anzustreben (Alig *et al.* 2015).
- Ein gezielter und emissionsarmer Einsatz der Hofdünger, zusammen mit gegebenenfalls genaueren Kenntnissen der Nährstoffgehalte, könnte zu geringeren Verlusten führen.

Für die weitere Forschung im Bereich der Ökobilanzierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen können folgende Empfehlungen gemacht werden: Der Trade-Off zwischen den negativen und positiven Auswirkungen des Kraftfuttermittelverbrauchs auf gewisse Wirkungskategorien sollte mittels umfassenderer Untersuchungen analysiert werden, um den optimalen Einsatz kontextspezifisch zu ermitteln. Weiter hat diese Studie gezeigt, dass es von Bedeutung ist, die genaue Zusammensetzung und -menge von Futter und Hofdünger bei Ökobilanzanalysen spezifisch zu erfassen und zu berücksichtigen. Dies gilt ebenso für die Remontierung von Tieren (durch eigene Aufzucht oder Zukauf), die generell ein wichtiger Faktor für die Umweltwirkungen der Milch darstellt und bei Ökobilanzen berücksichtigt werden sollte. ■

Dank

Wir danken der Stiftung Sur-la-Croix für die Finanzierung des Projekts.

Literatur

- Alig M., Prechsl U., Schwitler K., Waldvogel T., Wolff V., Wunderlich A., Zorn A. & Gaillard G., 2015. Ökologische und ökonomische Bewertung von Klimaschutzmassnahmen zur Umsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Schweiz. Agroscope, Zürich. *Agroscope Science* **29**, 160 S., Zugang: <http://www.agroscope.ch/science>
- Arsenault N., Tyedmers P. & Fredeen A., 2009. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. *International Journal of Agricultural Sustainability* **7** (1), 19–41.
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2015. Ökobilanz von Schweizer Landwirtschaftsprodukten im Vergleich zum Import. *Agrarforschung Schweiz* **6** (6), 264–269.
- ecoinvent Centre, 2016. ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V3.3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Haupt C., Hofer N., Roesch A., Gazzarin C. & Nemecek T., 2018. Analyse ausgewählter Massnahmen zur Verbesserung der Nachhaltigkeit in der Schweizer Milchproduktion – eine Literaturstudie. Agroscope, Zürich und Tänikon. *Agroscope Science* **58**, 75 S., Zugang: <http://www.agroscope.ch/science>
- Ineichen S., Akert F., Frey H., Wyss U., Hofstetter P., Schmid H., Gut W. & Reidy B., 2018. Serie Systemvergleich Hohenrain II: Versuchsbeschreibung und Qualität des frischen Wiesenfutters. *Agrarforschung Schweiz* **9** (4), 112–119.
- Nemecek T. & Ledgard S., 2016. Modelling farm and field emissions in LCA of farming systems: the case of dairy farming. In: Proc. of 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2016, Dublin UCD, 1135–1144.
- O'Brien D., Shalloo L., Patton J., Buckley F., Grainger C. & Wallace M., 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* **107**, 33–46.
- Reidy B., Mulser E., Ineichen S., Akert F., Dorn K., Probst S., Frey H., Haas T., Höltschi M. & Hofstetter P. 2017: Optimierung der Milchproduktion mit frischem Wiesenfutter – Drei Systeme im Vergleich. Österreichische Fachtagung für Biologische Landwirtschaft. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein.
- Sutter M., Nemecek T. & Thomet P., 2013. Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz* **4** (5), 230–237.
- Thi Tuyet Hanh N., Corson M. S., Doreau M., Eugene M. & van der Werf H. M. G., 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment* **18** (8), 1470–1484.
- Zumwald, J., Braunschweig, M. & Nemecek, T., 2018. Ökobilanz von drei Milchproduktionssystemen unterschiedlicher Intensität auf Basis von Eingrasen und Vollweide. *Agroscope Science* **61**, Zugang: <http://www.agroscope.ch/science>

Riassunto**Analisi del ciclo di vita di sistemi di produzione lattiera basati sul pascolo e sulla superficie inerbita**

Nel quadro del progetto «Ottimizzazione dei sistemi di produzione lattiera sulla base di foraggio verde (Hohenrain II)» abbiamo confrontato tra di loro gli effetti ambientali di tre sistemi in base al metodo del bilancio ecologico SALCA: pieno pascolo con parto stagionale e due varianti di foraggio verde con un diverso impiego di foraggio concentrato (< 500 kg/vacca/anno und 800–1200 kg/vacca/anno). I sistemi con un impiego di foraggio concentrato più elevato presentano in confronto ai sistemi con un minore impiego di foraggio concentrato valori più elevati e quindi meno favorevoli nelle categorie del fabbisogno delle risorse di potassio, dell'ecotossicità e talvolta a livello del fabbisogno delle risorse di fosforo e del disboscamento. Per quanto riguarda il potenziale di effetto serra, la creazione di ozono e l'estetica paesaggistica il sistema con un maggiore impiego di foraggio concentrato presenta invece valori più favorevoli rispetto al sistema di pieno pascolo. In alcune altre categorie degli effetti, in ragione di un'elevata variabilità tra le aziende esaminate e gli anni, non sono riscontrabili differenze significative tra i sistemi. I più importanti fattori che influiscono sull'impatto ambientale del latte sono l'indice di consumo (kg foraggio/kg latte energeticamente corretto [ECM]), la composizione della razione di foraggio, l'apporto di foraggio concentrato, la rimonta delle vacche e la concimazione.

Summary**Life-cycle assessment of pasture- and grassland-based milk production systems**

As part of the project 'Optimisation of Grassland-Based Milk Production Systems based on Fresh-Grass Harvesting (Hohenrain II)', we used the SALCA life-cycle assessment method to compare the environmental impacts of three systems, viz. full-grazing with seasonal calving and two variants of fresh-grass harvesting with differing use of concentrates (< 500 kg/cow/year and 800–1200 kg/cow/year). Systems using higher amounts of concentrates had higher, and hence less favourable, scores in the 'potassium resource demand' and 'ecotoxicity' categories, as well as in the 'phosphorus resource demand' and 'deforestation' categories in some instances, than systems using lower amounts of concentrates. By contrast, for 'global warming potential', 'ozone formation' and 'landscape aesthetics', the system using higher amounts of concentrates in some cases had more favourable scores than the full-grazing system. In several additional impact categories there were no obvious differences between the systems, owing to the high variability between the farms and years investigated. The main factors influencing the environmental impact of milk were feed conversion (kg feed/kg energy-corrected milk [ECM]), composition of the feed ration, concentrate intake, cattle restocking, and fertiliser application.

Key words: life cycle assessment, environment, dairy production, grazing, concentrate feed.