

Suzanne R. Jacobs, Björn Weeser, Mariana C. Rufino & Lutz Breuer

Hydrologische Prozesse in ostafrikanischen tropischen Einzugsgebieten unter dem Einfluss der Landnutzung

Hydrological processes in East African tropical montane headwater catchments influenced by land use

Tropischen Bergwälder weltweit stellen wichtige (Trink-)Wasserquellen dar, zeichnen sich aber auch durch fruchtbare Böden und ein für die Landwirtschaft günstiges Klima aus. Die Umwandlung dieser Bergwälder in landwirtschaftlich genutzte Flächen zur Deckung des steigenden Nahrungsmittelbedarfs stellt eine wesentliche Bedrohung dieser Ökosysteme dar. Es steht zu vermuten, dass diese Landnutzungsänderungen sich auch auf den hydrologischen Kreislauf auswirken. Insbesondere für afrikanische Bergregionen gibt es hierzu aber nur wenig belegende Literatur. In der hier vorgelegten Studie wird gezeigt, wie die Landnutzung die hydrologischen Prozesse des kenianischen Mau-Waldes beeinflusst. Dazu wurden drei Teileinzugsgebiete (zwischen 27 und 36 km²), charakterisiert von Bergregenwald, kleinbäuerlicher Landwirtschaft oder kommerziellen Teeplantagen, innerhalb eines 1.021 km² großen Einzugsgebietes mit automatischen Messstationen für Wasserstand und Wasserqualität ausgestattet. Die Teeplantagen verfügten über die höchsten Nitratkonzentrationen im Fließgewässer ($1,71 \pm 0,15 \text{ mg N L}^{-1}$). Die Einzugsgebiete mit kleinbäuerlicher Landwirtschaft ($0,84 \pm 0,06 \text{ mg N L}^{-1}$) und Bergwald ($0,40 \pm 0,04 \text{ mg N L}^{-1}$) zeigten hingegen geringere Nitratkonzentrationen. Obwohl im Einzugsgebiet mit kleinbäuerlicher Landwirtschaft ein geringerer jährlicher Abfluss gemessen wurde ($530 \pm 188 \text{ mm J}^{-1}$) als in den Teeplantagen ($607 \pm 122 \text{ mm J}^{-1}$) und in dem Waldeinzugsgebiet ($659 \pm 153 \text{ mm J}^{-1}$), begrenzten jahreszeitliche und räumliche Niederschlagsmuster die Möglichkeiten, die beobachteten Unterschiede der Landnutzung zuzuordnen. Die Untersuchung von hydrologischen Prozessen mithilfe von Spurenelementen und stabilen Wasserisotopen zeigte, dass der Beitrag des Grundwassers zum Abfluss in den landwirtschaftlichen Einzugsgebieten bei hohem Abfluss zunahm. Dies wurde durch eine ausführliche Analyse der Nitrat- und Abflussdynamik bestätigt. Weitere Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten ergaben sich aus der Analyse der Nitrat-Hystereseschleifen für Niederschlagsereignisse, die auf das Auftreten von Oberflächenabfluss in den landwirtschaftlichen Teileinzugsgebieten hinwiesen. Dennoch war der Anteil an jungem Wasser ($< 0,2$ Jahre alt) in allen Einzugsgebieten gering ($< 15 \%$). Dies deutet darauf hin, dass Grundwasser, unabhängig von der Landnutzung, einen wichtigen Beitrag zum Abfluss leistet. Folglich scheint die Landnutzung in dieser tropischen Bergregion trotz geringer Unterschiede in den hydrologischen Prozessen einen größeren Einfluss auf die Wasserqualität als auf die Wasserquantität zu haben.

Schlagwörter: tropischer Bergwald; stabile Wasserisotope; Zeitreihenanalyse; Abfluss; Nitrat; Landwirtschaft

Tropical montane forests play an important role in the supply of fresh water, but are also characterised by fertile soils and a suitable climate for agriculture. Therefore, the conversion of montane forests to agricultural land to meet the increasing demand for food is an important threat for these forests. Such land use changes likely affect the hydrological cycle, but relatively little is known about these effects, especially in African mountain regions. This study assessed how hydrological processes are influenced by land use in the Mau Forest, Kenya. Three subcatchments (27 to 36 km²), characterized by either tropical montane forest, smallholder agriculture or commercial tea plantations within a 1,021 km² catchment, were instrumented with automatic measurement stations for water level and water quality. The tea plantations showed the highest nitrate concentrations in the stream ($1.71 \pm 0.15 \text{ mg N L}^{-1}$). Concentrations were lower in the smallholder agriculture ($0.84 \pm 0.06 \text{ mg N L}^{-1}$) and lowest in the montane forest ($0.40 \pm 0.04 \text{ mg N L}^{-1}$). Although lower annual specific discharge was measured in the smallholder agriculture subcatchment ($530 \pm 188 \text{ mm yr}^{-1}$) than in the tea plantations ($607 \pm 122 \text{ mm yr}^{-1}$) and the tropical montane forest subcatchments ($659 \pm 153 \text{ mm yr}^{-1}$), interannual and spatial differences in precipitation made it difficult to attribute the observed differences to land use. The investigation of hydrological processes using trace elements and stable isotopes of water showed that the contribution of groundwater to streamflow increased during high flow in the agricultural subcatchments. This was confirmed by an in-depth investigation of nitrate and discharge dynamics. Further differences between the catchments were obtained from the analysis of nitrate hysteresis loops for rainfall events, which indicated the occurrence of surface runoff in the agricultural subcatchments. Nevertheless, the young water fraction (< 0.2 years old) in all subcatchments was low ($< 15 \%$). This indicates that groundwater makes an important contribution to streamflow, irrespective of land use. Therefore, it seems that, despite small differences in hydrological processes, land use seems to have a larger effect on water quality than on water quantity in this tropical montane region.

Keywords: tropical montane forest; stable isotopes of water; time series analysis; discharge; nitrate; agriculture

1 Einführung

Tropische Bergwälder spielen eine wesentliche Rolle bei der Regulierung des regionalen und subkontinentalen Wasserkreislaufs (CÉLLERI & FEYEN, 2009). Darüber hinaus erbringen sie weitere Ökosystemdienstleistungen wie die Kohlenstoffspeicherung (SPRACKLEN & RIGHELATO, 2014) und verfügen über eine große Artenvielfalt (BURGESS et al., 2007; GRADSTEIN et al., 2008). Obwohl tropische Bergwälder überall in den tropischen Bergregionen vorkommen, wurden Studien über die hydrologische Funktion dieser Wälder hauptsächlich in den Neotropen – die tropischen terrestrischen Ökoregionen Amerikas und die gesamte gemäßigte Zone Südamerikas – durchgeführt (ATAROFF & RADA, 2000; CÉLLERI & FEYEN, 2009; MUÑOZ-VILLERS & MCDONNELL, 2012; WINDHORST et al., 2014), wohingegen über afrikanische tropische Bergwälder relativ wenig bekannt ist (BJØRNDALEN, 1992; MUNISHI & SHEAR, 2005). Diese Wälder unterscheiden sich botanisch und sind im Vergleich zu den meisten Bergwäldern in den Neotropen stärker isoliert, was zu Unterschieden im hydrologischen Kreislauf führen könnte (BJØRNDALEN, 1992).

Die tropischen Bergwälder im ostafrikanischen Hochland sind wichtige Süßwasserquellen für flussabwärts gelegene Regionen (MUNISHI & SHEAR, 2005). Ein Beispiel ist der Mau-Wald in Kenia, Ostafrikas größter Bergregenwald. Zwölf Flüsse, die ca. 5 Millionen flussabwärts lebende Menschen mit Wasser versorgen, entspringen in diesem Wald. Obwohl das Gebiet als einer der fünf "Wassertürme" Kenias anerkannt ist, hat die Umwandlung von Bergregenwald in andere Landnutzungsarten, vor allem in kleinbäuerliche Landwirtschaft, in den letzten vier Jahrzehnten zu einem Verlust von 25 % der Waldfläche geführt (KINYANJUI, 2011). Modellierungsstudien, die im Mau-Wald durchgeführt wurden, zeigen, dass diese Landnutzungsänderungen zu einem erhöhten jährlichen Abfluss (BALDYGA et al., 2004; MWANGI et al., 2016), einem verringerten Abfluss in der Trockenzeit und einem erhöhten Sturmabfluss (MANGO et al., 2011), einem erhöhten Oberflächenabfluss und einer verringerten Grundwasserneubildung (BAKER & MILLER, 2013) geführt haben. Dennoch ist die Entwaldungsrate nach wie vor hoch (BRANDT et al., 2018). Das könnte zu einer dauerhaften und irreversiblen Beeinträchtigung der hydrologischen Leistungen der Bergwälder führen (SSENTONGO et al., 2018), die bereits in anderen tropischen Waldregionen beobachtet wurde (CHAVES et al., 2008; GIERTZ et al., 2005; NEILL et al., 2011).

Obwohl es für die Mau-Region langfristige Niederschlags- und Abflussdaten von Wetter- und Pegelstationen gibt, die meistens von staatlichen Behörden betrieben werden, sind die Daten oft schwer zu erhalten, von geringer Qualität oder unvollständig (BALDYGA et al., 2004). Außerdem befinden sich die Messstationen oft flussabwärts in Einzugsgebieten mit gemischter Landnutzung, was die Identifizierung der hydrologischen Prozesse in einzelnen Landnutzungstypen und die Verbesserung des Prozessverständnisses für die hydrologische Modellierung erschwert. Dies hat zur Folge, dass unser Verständnis darüber, wie hydrologische Prozesse in diesem Ökosystem durch Landnutzungsänderungen beeinflusst werden, immer noch begrenzt ist. Deshalb wurde ein hydrologisches Messnetz im südwestlichen Teil des Mau-Walds aufgebaut, das Einzugsgebiete mit unterschiedlicher Landnutzung (Bergregenwald, kleinbäuerliche Landwirtschaft und kommerzielle Teeplantagen) umfasst. In diesem Beitrag wurde eine 5-Jahres-Zeitreihe von Abfluss- und Nitratdaten aus

dem Messnetz verwendet, um die Wasserqualität und -quantität in den verschiedenen Landnutzungstypen zu vergleichen. Die Ergebnisse wurden mit einer Synthese aus drei früheren Analysen kombiniert, die zu Erkenntnissen über die Rolle der Landnutzung für die Wasserversorgung in der Region geführt haben: (a) Zeitreihen- und Hysterese-Analyse von Abfluss und Nitrat (JACOBS et al., 2018b), (b) den Anteil an jungem Wasser (< 0.2 Jahre alt) ermittelt anhand der stabile Wasserisotopen (JACOBS et al., 2018a) und (c) "end member mixing analysis" anhand der Konzentrationen gelöster Stoffe im Flusswasser und verschiedener Abflussquellen (JACOBS et al., 2018a). Die Zusammenführung der Ergebnisse aus den verschiedenen Studien wird zu einem besseren Überblick über unser derzeitiges Verständnis der hydrologischen Prozesse in tropischen montanen Ökosystemen führen.

2 Materialien und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Quellgebiet des Sondulusses, der im Mau-Wald entspringt und in den Viktoriasee mündet. Das Gebiet ist durch drei Landnutzungstypen geprägt: (a) Bergregenwald, (b) kleinbäuerliche Landwirtschaft und (c) kommerzielle Teeplantagen. Zwischen den Jahren 1973 und 2013 wurde der Anteil der bewaldeten Flächen im südwestlichen Teil des Mau-Walds um etwa 25 % durch die Umwandlung von Wald in kleinbäuerliche Landwirtschaft reduziert (SWART, 2016). Die verbleibende natürliche Waldvegetation befindet sich hauptsächlich oberhalb von 1.950 m ü. NN und geht um 2.300 m ü. NN von Bergregenwald in Bambuswald über (Abb. 1; BLACKIE, 1972). Oberhalb von 2.400 m ü. NN gibt es nur noch sehr wenig Wald, und das Gebiet wird von kleinbäuerlicher Landwirtschaft dominiert. Bauernfamilien haben in der Regel weniger als 2 ha Land und bauen hauptsächlich Mais und Kartoffeln an. Um die Stadt Kericho (1.900 m ü. NN; 0°22'08" S, 35°17'10" E) prägen kommerzielle Teeplantagen mit einer Fläche von ca. 20.000 ha die Landschaft. Die Plantagen bestehen aus einem Mosaik von Teefeldern und Eukalyptusplantagen, während die einheimische Waldvegetation entlang der Flüsse erhalten ist.

Der langfristige Jahresniederschlag beträgt 1.988 ± 328 mm (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung) pro Jahr auf 2.100 m ü. NN (JACOBS et al., 2017). Das Klima der Region ist durch zwei Regenzeiten gekennzeichnet: Eine lange Regenzeit von April bis Juli sowie eine kurze Regenzeit von September bis Dezember. Der Beginn der jeweiligen Regenzeit ist jedoch von Jahr zu Jahr unterschiedlich, und der Übergang zwischen den beiden Zeiten ist nicht eindeutig (Abb. 2). Januar und Februar gelten als Trockenzeit. Der Jahresniederschlag nimmt bis 2.000–2.400 m ü. NN mit der Höhe zu, während er in höheren Lagen mit zunehmender Höhe abnimmt. Ein solches Niederschlagsmaximum unterhalb des Gipfels wird häufig in tropischen Gebirgen beobachtet (ANDERS & NESBITT, 2014). Die Tagestemperaturen auf 2.100 m ü. NN liegen im Durchschnitt bei 16 °C, mit Minima um 11 °C und Maxima zwischen 22 und 25 °C (Abb. 2).

2.2 Hydrologisches Messnetz

Im Jahr 2014 wurde ein automatisiertes hydrologisches Messnetz im südwestlichen Mau-Wald eingerichtet. Drei Teileinzugsgebiete von 27 bis 36 km² sind Teil des 1.021 km² großen Einzugsgebiets des Chemosit-Flusses, das im Rahmen dieser Studie als Haupteinzugsgebiet bezeichnet wird (Tab. 1). Die drei Teileinzugsgebiete werden entweder von Bergregenwald, kleinbäuerlicher Land-

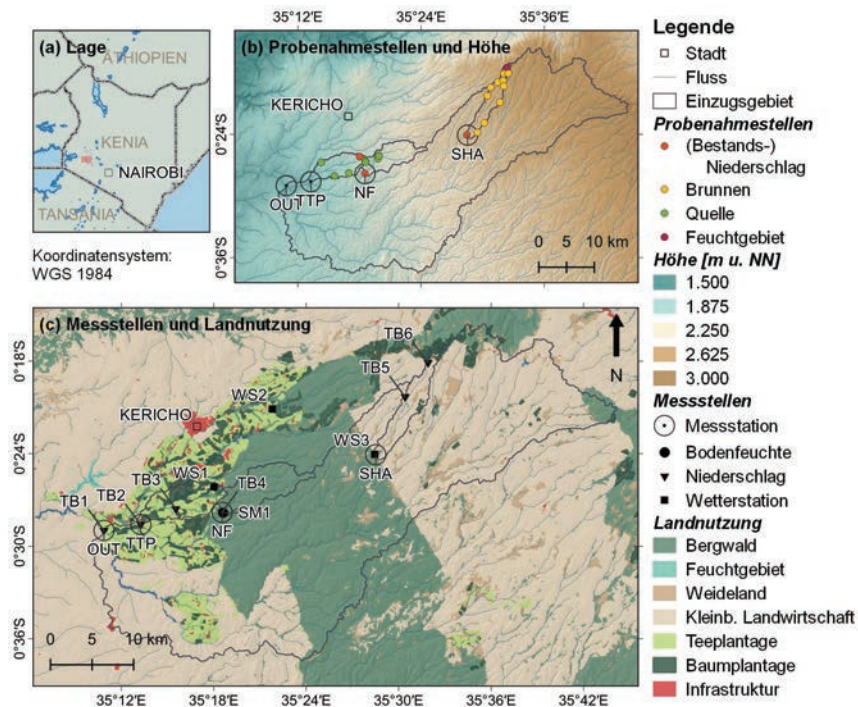


Abbildung 1

Karten des Untersuchungsgebiets: (a) Lage des Mau-Waldes in Kenia, (b) Probenahmestellen, Höhe, die drei Teileinzugsgebiete (NF = Bergregenwald, SHA = kleinbäuerliche Landwirtschaft, TTP = Teeplantagen) und das Haupteinzugsgebiet (OUT) sowie (c) Messstellen und Landnutzung.

Maps of the study area: (a) location of the Mau Forest in Kenya, (b) sampling locations, elevation, the three subcatchments (NF = tropical montane forest, SHA = smallholder agriculture, TTP = tea plantations) and the main catchment (OUT), and (c) instrumentation and land use.

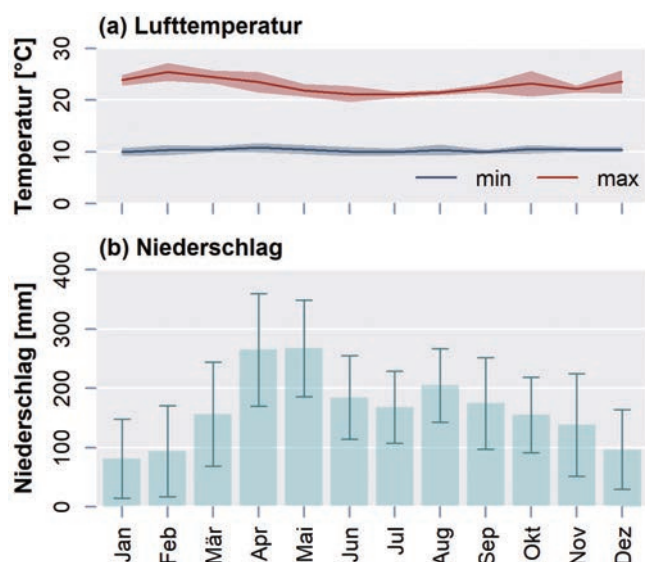


Abbildung 2

Monatlicher Mittelwert und Standardabweichung (a) der minimalen und maximalen Lufttemperatur für die Jahre 1996 bis 2012 und (b) des Niederschlags für die Jahre 1905 bis 2014 auf 2.100 m ü. NN.

Monthly mean and standard deviation of (a) minimum and maximum daily air temperature for 1996 to 2012, and (b) precipitation for 1905 to 2014 at 2,100 m a.s.l.

wirtschaft oder kommerziellen Teeplantagen dominiert. Jedes Einzugsgebiet wurde mit einer automatischen, solarbetriebenen Messstation ausgestattet, welche die Konzentrationen von Nitrat und gelöstem organischen Kohlenstoff sowie die Trübung (UV-Vis-Spektrometer; spectro::lyser, s::can Messtechnik GmbH, Wien, Österreich), die Wassertemperatur, die elektrische Leitfähigkeit (condu::lyser, s::can Messtechnik GmbH, Wien, Österreich) und den Wasserstand (VEGAPULS WL61, VEGA Grieshaber KG, Schiltach, Deutschland) in einem 10-minütigen Intervall aufzeichnet. Wöchentliche manuelle Proben wurden auf die Nitratkonzentration analysiert und für die standortspezifische Kalibrierung der Nitratdaten verwendet (JACOBS et al., 2020, 2018b). Eine Wasserstands-Abfluss-Beziehung wurde für jeden Standort durch regelmäßige Abflussmessungen mit der Salzverdünnungsmethode (MOORE, 2004) oder dem "Acoustic Doppler Current Profiler" (ADCP; RiverSurveyor S5, SonTek, San Diego CA, USA) entwickelt, je nach Flussgröße und Abfluss. Niederschlagsdaten werden an neun Standorten (WS1 bis WS3, TB1 bis TB6; Abb. 1) über einen Höhengradienten von 1.717 bis 2.602 m ü. NN erfasst. An drei dieser Standorte (WS1 bis WS3) zeichnen Wetterstationen Windgeschwindigkeit und -richtung (Davis-Schalenanemometer), relative Luftfeuchtigkeit und Lufttemperatur (VP-3 Feuchte-/Temperatursensor), photosynthetisch aktive Strahlung (QSO-S PAR-Photonenflusssensor)

sowie Bodenfeuchte, -temperatur und -leitfähigkeit in 15 cm Tiefe (GS3 Bodenfeuchtesensor) zusätzlich zum Niederschlag (ECRN-100 hochauflösender Regenmesser) auf. Weitere Bodenfeuchtesensoren wurden an den Standorten WS1 und SM1 in 30, 45, 60 und 90 cm Tiefe installiert.

2.3 Zusätzliche Probennahme

Zusätzlich zu den In-situ-Messungen der Wasserqualität und -quantität haben JACOBS et al. (2018a) Proben für die Analyse stabiler Wasserisotope ($\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$) gesammelt. In den drei Teileinzugsgebieten wurden einfache Probensammler, bestehend aus einem Trichter und einer mit Aluminiumfolie abgedeckten 1-L-Glasflasche, für Niederschlag und Bestandsniederschlag platziert (für Standorte, siehe Abb. 1b). Der Bestandsniederschlag wurde unter Teepflanzen, im Unterholz des Waldes und unter Kulturpflanzen (meist Mais und Zuckerrohr) gemessen, je nachdem welche Feldfrucht zu der jeweiligen Zeit des Jahres angebaut wurde. Die Verdunstung wurde durch die Verwendung eines Tischtennisballs im Trichter minimiert (WINDHORST et al., 2013). Niederschlag, Bestandsniederschlag und Flusswasser wurden seit Oktober 2015 wöchentlich beprobt und mit Cavity-Ring-Down-Spektroskopie (Picarro, Santa Clara CA, USA) auf stabile Wasserisotope analysiert.

JACOBS et al. (2018a) haben zwischen Oktober 2015 und Oktober 2016 wöchentlich Flusswasserproben gesammelt, die auf die Spurenelemente Li, Rb, Sr, Ba, Na, Mg und K mittels induktiv

Tabelle 1

Eigenschaften der drei Teileinzugsgebiete und des Haupteinzugsgebiets im südwestlichen Mau-Wald, Kenia. Für die Höhe werden das Minimum und das Maximum innerhalb des Einzugsgebiets angegeben, für die Gefälle der Mittelwert und die Standardabweichung. *Characteristics of the three subcatchments and main catchment in the southwestern Mau Forest, Kenya. For elevation, the minimum and maximum values within the catchments are indicated, for slope the mean and standard deviation.*

Einzugsgebiet	Fläche ¹ km ²	Höhe ¹ m a.s.l.	Gefälle ¹ °
Bergregenwald	35,9	1.969–2.384	8,4 ± 4,0
Kleinbäuerliche Landwirtschaft	27,2	2.389–2.691	6,3 ± 3,3
Teeplantagen	33,3	1.789–2.140	6,6 ± 3,7
Haupteinzugsgebiet	1.021,3	1.720–2.931	6,9 ± 3,9

¹ Abgeleitet aus dem SRTM-Höhenmodell mit einer Auflösung von 30 m (USGS, 2000).

gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) im Labor der Justus-Liebig-Universität Gießen und der Universität Hohenheim analysiert wurden. Im gleichen Zeitraum wurden Proben von potenziellen Abflussquellen (Niederschlag, Bestandsniederschlag, Quellen, Feuchtgebiete und Brunnen; Abb. 1b) genommen und auf die gleichen Spurenelemente analysiert.

2.4 Datenanalyse

Erste Einblicke in die hydrologischen Prozesse im Untersuchungsgebiet wurden durch JACOBS et al. (2018b) mittels der Analyse eines zweijährigen Datensatzes von Nitratkonzentrationen und Abfluss gewonnen. In der hier vorliegenden Studie wurde der ursprüngliche Datensatz (Januar 2015 bis Dezember 2016) bis Dezember 2019 erweitert und auf zeitliche Muster in den Nitratkonzentrationen sowie die Nitratkonzentration-Abfluss-Beziehung analysiert. Um Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten und den Landnutzungstypen zu ermitteln, wurde eine Varianzanalyse (engl.: analysis of variance, ANOVA) mit wiederholten Messungen für die Jahreswerte von Niederschlag, Abfluss, Nitratkonzentration, Nitrataustrag und das Verhältnis zwischen Abfluss und Niederschlag durchgeführt. Signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) wurden statistisch mit einem gepaarten t-Test nach Bonferroni weiter untersucht.

Die Reaktion der Nitratkonzentrationen auf Niederschlagsereignisse wurde durch JACOBS et al. (2018b) untersucht. Bei der dort verwendeten Methode (Hysteresis-Analyse) werden die Zeitreihen von Abfluss und Nitratkonzentrationen während eines Regenereignisses gegeneinander aufgetragen. Der zeitliche Verlauf von Konzentrations- und Abflussänderungen, verursacht durch unterschiedliche Fließwege und der Vermischung von Niederschlägen mit nitratarmem und -reichem Wasser, spiegelt sich in Richtung und Form der Hystereseschleifen wider (EVANS & DAVIES, 1998). Vorherige Studien haben gezeigt, dass die Richtung und Form der Hystereseschleifen auf den Beitrag verschiedener Quellen von Wasser und gelösten Stoffen deuten (DUPAS et al., 2016; EVANS & DAVIES, 1998). Für die Hysteresis-Analyse wurden zehn Niederschlagsereignisse ausgewählt, welche die Trockenzeit, die Übergangszeit zur langen Regenzeit, die lange Regenzeit, die Übergangszeit zwischen langer und kurzer Regenzeit und die kurze Regenzeit in den Jahren 2015 und 2016 repräsentieren.

Um den Beitrag der langsamen Fließwege zum Abfluss zu quantifizieren, erfolgte eine Basisabflussseparation mit dem Lyn-Hollick-Algorithmus aus dem R-Paket "EcoHydrology" (FUKA et al., 2018). Dazu haben JACOBS et al. (2018a) mithilfe von stabilen Isotopen von Regen- und Flusswasser der Anteil an jungem Wasser als Indikator für das Alter des Fließwassers und die Bedeutung des Grundwassers für den Abfluss berechnet. Diese Methode ist robuster als die Analyse der mittleren Verweilzeit, wenn Unsicherheiten über die Homogenität und den stationären Zustand der untersuchten Einzugsgebiete bestehen (KIRCHNER, 2016). Der Anteil an jungem Wasser ist definiert als der Anteil des Abflusses mit einer Verweilzeit von weniger als 0,2 Jahren. Diese Definition basiert auf der Annahme, dass das Verhältnis der Amplituden des saisonalen Signals von stabilen Isotopen in Flusswasser und Niederschlag proportional zum Anteil des Niederschlags ist, der die Speicherung im Boden oder Grundwasser umgeht (KIRCHNER, 2016). Die Analyse wurde für den gesamten Datensatz durchgeführt. Darüber hinaus wurde die Analyse nach dem Ansatz von VON FREYBERG et al. (2018) getrennt für Fließwasserproben durchgeführt, die während des Abflusses unterhalb des mittleren Abflusses (klassifiziert als geringer Abfluss) und während des Abflusses oberhalb des mittleren Abflusses (klassifiziert als hoher Abfluss) entnommen wurden. In der vorliegenden Studie wurde dazu die Unsicherheit als 95%-Konfidenzintervall von 10.000 Monte-Carlo-Simulationen quantifiziert, entsprechend der von LUTZ et al. (2018) vorgeschlagenen Methode.

Weitere Informationen zu den Fließwegen in den drei verschiedenen Landnutzungstypen stammen von JACOBS et al. (2018a), die Daten zu den Spurenelementkonzentrationen im Flusswasser und den potenziellen Abflussquellen nutzten, um zu ermitteln, welche Quellen am meisten zum Abfluss beitragen. Bei dieser "end member mixing analysis" wird davon ausgegangen, dass die chemische Zusammensetzung des Flusswassers nur das Ergebnis einer Mischung verschiedener Wasserquellen ist (CHRISTOPHERSEN & HOOPER, 1992; HOOPER, 2003). Dabei ist wichtig, dass alle potenziellen Abflussquellen beprobt werden und dass die verschiedenen Quellen anhand ihrer chemischen Zusammensetzung unterschieden werden können. In der Studie von JACOBS et al. (2018a) wurden Proben von Niederschlag, Bestandsniederschlag, Quellen, Feuchtgebiete und Brunnen genommen. Alle Daten, die in der aktuellen Studie verwendet wurden, sind in JACOBS et al. (2021) veröffentlicht.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Zeitreihenanalyse

Der Abfluss zeigte eine deutliche Saisonalität in allen Einzugsgebieten, die das bimodale Niederschlagsmuster widerspiegelte (Abb. 3). Die Daten zeigten auch deutliche Unterschiede zwischen den Jahren hinsichtlich des Beginns und der Intensität der Regenzeit. Im Zeitraum von 2015 bis 2019 war der gesamte jährliche Abfluss in der kleinbäuerlichen Landwirtschaft am niedrigsten (Mittelwert ± SD: $530 \pm 188 \text{ mm J}^{-1}$), etwas höher in den Teeplantagen ($607 \pm 122 \text{ mm J}^{-1}$) und am höchsten im Bergregenwald ($659 \pm 153 \text{ mm J}^{-1}$; Tab. 2). Aufgrund der hohen interannuellen Variabilität wurden bei der ANOVA mit wiederholten Messungen jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Landnutzungstypen festgestellt ($p > 0,05$). Darüber hinaus lag das Abflussverhältnis, also das Verhältnis von Abfluss zu Jahresniederschlag, für den gesamten Zeitraum in allen Teileinzugs-

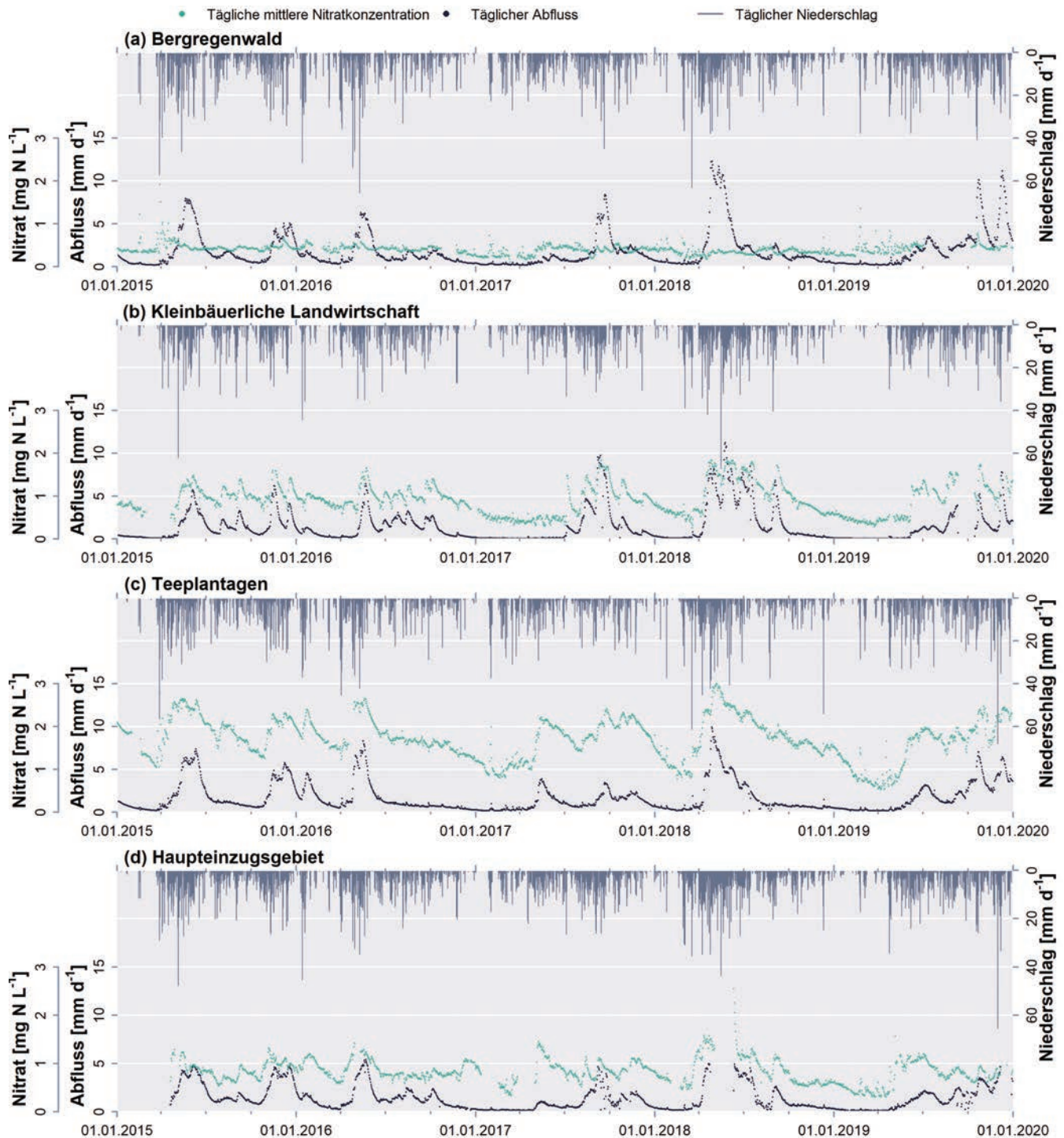


Abbildung 3

Tägliche mittlere Nitratkonzentration, täglicher Abfluss und täglicher Niederschlag zwischen Januar 2015 und Dezember 2019 in (a) dem Bergregenwald, (b) der kleinbäuerlichen Landwirtschaft und (c) den Teeplantagen sowie (d) im Haupteinzugsgebiet im südwestlichen Mau-Wald, Kenia. *Daily mean nitrate concentration, daily specific discharge and daily precipitation between January 2015 and December 2019 in the (a) tropical montane forest, (b) smallholder agriculture and (c) tea plantation subcatchments and the (d) main catchment in the southwestern Mau Forest, Kenya.*

gebieten zwischen $0,328 \pm 0,044$ und $0,339 \pm 0,068$ ($p > 0,05$). Das jährliche Abflussverhältnis variierte jedoch zwischen den Jahren mit Werten von 0,240 im Jahr 2017 bis 0,459 im Jahr 2018, beide in der kleinbäuerlichen Landwirtschaft. Diese Variation hängt wahrscheinlich mit Unterschieden im zeitlichen Ablauf und der Menge der Niederschläge zwischen den Jahren zusammen.

Die Nitratkonzentrationen unterschieden sich zwischen den drei Landnutzungstypen, wobei die höchsten Konzentrationen in den Teeplantagen ($1,71 \pm 0,15$ mg N L⁻¹) und die niedrigsten Konzentrationen im Waldeinzugsgebiet ($0,40 \pm 0,04$ mg N L⁻¹) beobachtet wurden ($p < 0,05$; Tab. 2). Die jährlichen abflussgewichteten Nitratkonzentrationen waren mit

Tabelle 2

Kennwerte der Wasserqualität und -quantität für die vier Einzugsgebiete. Die Werte stellen den Mittelwert $\pm$ Standardabweichung der Jahreswerte für die Jahre 2015 bis 2019 dar. Einzugsgebiete mit demselben Buchstaben hinter dem Wert zeigten keinen signifikanten Unterschied ($p > 0,05$) gemäß einer ANOVA mit wiederholten Messungen und einem gepaarten t-Test.

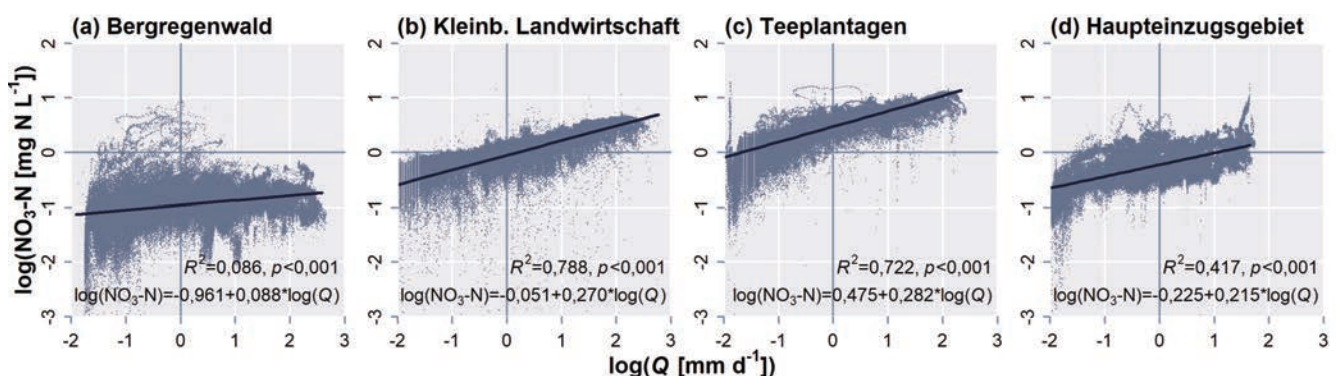
Water quality and quantity characteristics for the four catchments. The values represent the mean and standard deviation of annual values for the years 2015 to 2019. Catchments with the same letter behind the value did not show a significant difference ($p > 0.05$) according to a repeated measures ANOVA with paired t-test.

Einzugsgebiet	Niederschlag mm y^{-1}	Abfluss mm y^{-1}	Abflussverhältnis –	Nitratkonzentration		Nitrataustrag $\text{kg ha}^{-1} \text{y}^{-1}$
				Mittelwert mg N L^{-1}	Abflussgewichtet mg N L^{-1}	
Bergregenwald	$1.933 \pm 130^{\text{ab}}$	$659 \pm 153^{\text{a}}$	$0,339 \pm 0,068^{\text{a}}$	$0,40 \pm 0,04^{\text{a}}$	$0,42 \pm 0,05^{\text{a}}$	$2,74 \pm 0,66^{\text{a}}$
Kleinbäuerliche Landwirtschaft	$1.551 \pm 204^{\text{b}}$	$530 \pm 188^{\text{a}}$	$0,336 \pm 0,076^{\text{a}}$	$0,92 \pm 0,12^{\text{b}}$	$1,26 \pm 0,16^{\text{b}}$	$6,88 \pm 3,39^{\text{ab}}$
Teeplantagen	$1.836 \pm 167^{\text{ab}}$	$607 \pm 122^{\text{a}}$	$0,328 \pm 0,044^{\text{a}}$	$1,71 \pm 0,15^{\text{c}}$	$2,09 \pm 0,16^{\text{c}}$	$12,75 \pm 3,11^{\text{b}}$
Haupteinzugsgebiet	$1.778 \pm 149^{\text{a}}$	$446 \pm 117^{\text{a}}$	$0,251 \pm 0,065^{\text{a}}$	$0,84 \pm 0,06^{\text{b}}$	$0,95 \pm 0,11^{\text{d}}$	$4,26 \pm 1,20^{\text{a}}$

$1,26 \pm 0,16 \text{ mg N L}^{-1}$ in der kleinbäuerlichen Landwirtschaft, bzw. mit $2,09 \pm 0,16 \text{ mg N L}^{-1}$ in den Teeplantagen etwas höher als der Mittelwert. Für das Waldeinzugsgebiet war dies nicht der Fall ($0,42 \pm 0,05 \text{ mg N L}^{-1}$; Tab. 2). Dies hängt mit dem Auftreten höherer Nitratkonzentrationen bei hohem Abfluss in den beiden landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten zusammen (Abb. 3). Wie bereits von JACOBS et al. (2018b) für die Jahre 2015 und 2016 beobachtet, zeigte der Abfluss an diesen Standorten eine positive log-lineare Beziehung zu den Nitratkonzentrationen ($R^2 = 0,788$, $0,722$ und $0,417$ für die kleinbäuerliche Landwirtschaft, die Teeplantagen bzw. das Haupteinzugsgebiet; $p < 0,001$), während es im Bergregenwald keine Beziehung zwischen den beiden Variablen gab ($R^2 = 0,086$; Abb. 4). Die graduelle Veränderung der Nitratkonzentrationen während der Regenzeit deutet darauf hin, dass Nitrat über langsame Transportwege, wie z. B. Grundwasser, in den Fluss gelangt, da schnelle Transportwege zu kurzen (innerhalb weniger Stunden) Nitratkonzentrationspitzen während eines Niederschlagsereignisses führen würden. Umgekehrt scheint diese Nitratquelle während der Trockenzeit nicht mit dem Fluss verbunden zu sein, was durch die ansteigende Form der Beziehung zwischen Konzentration und Abfluss bestätigt wird (MOATAR et al. 2017). Eine erhöhte hydrologische Konnektivität zwischen Böden und Flüssen während der Regenzeit würde demzufolge zu einem erhöhten Zufluss von Grundwasser führen.

Der relativ hohe Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden ($58 - 97 \text{ g kg}^{-1}$) (ARIAS-NAVARRO et al., 2017) und gut entwässerte Böden im Untersuchungsgebiet könnten die Auswaschung von Nährstoffen aus Düngemitteln und Gülle in den landwirtschaftlichen Einzugsgebieten während der Regenzeit begünstigen (RASIAH et al., 2003) und erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser verursachen. Da das Grundwasser vor allem in den Wäldern und Teeplantagen nur schwer zugänglich ist, konnte dies nicht durch Messungen bestätigt werden. Wasser aus Brunnen im Einzugsgebiet der kleinbäuerlichen Landwirtschaft wies jedoch Konzentrationen zwischen $0,04$ und $2,81 \text{ mg N L}^{-1}$ auf ($n = 9$; unveröffentlichte Daten).

Der Baseflow-Index von $0,66$ bis $0,72$ in allen Teileinzugsgebieten für den Untersuchungszeitraum unterstützt die Hypothese, dass das Grundwasser eine wichtige Quelle für den Abfluss darstellt. Höhere Zahlen deuten auf einen höheren Beitrag des Basisabflusses – d. h. ein langsamer, unterirdischer Abfluss – zum Gesamtabfluss hin. Die räumliche und zeitliche Dynamik des Anteils des Einzugsgebiets, der zur Abflusserzeugung beiträgt, könnte die saisonalen Schwankungen der Grundwassereinträge in den Fluss erklären, wie auch im tropischen montanen Páramo-Ökosystem in Ecuador beobachtet wurde (CORREA et al., 2017). Im Bergregenwald könnte eine dichte und tiefwurzelnde Wald-

**Abbildung 4**

Log-lineare Beziehung zwischen Abfluss (Q) und Nitratkonzentrationen ($\text{NO}_3\text{-N}$) für Januar 2015 bis Dezember 2019 für (a) den Bergregenwald, (b) die kleinbäuerliche Landwirtschaft und (c) die Teeplantagen sowie (d) das Haupteinzugsgebiet im südwestlichen Mau-Wald, Kenia.

Log-linear relationship between specific discharge (Q) and nitrate concentrations ($\text{NO}_3\text{-N}$) for January 2015 to December 2016 for the (a) tropical montane forest, (b) smallholder agriculture and (c) tea plantations and the (d) main catchment in the southwestern Mau Forest, Kenya.

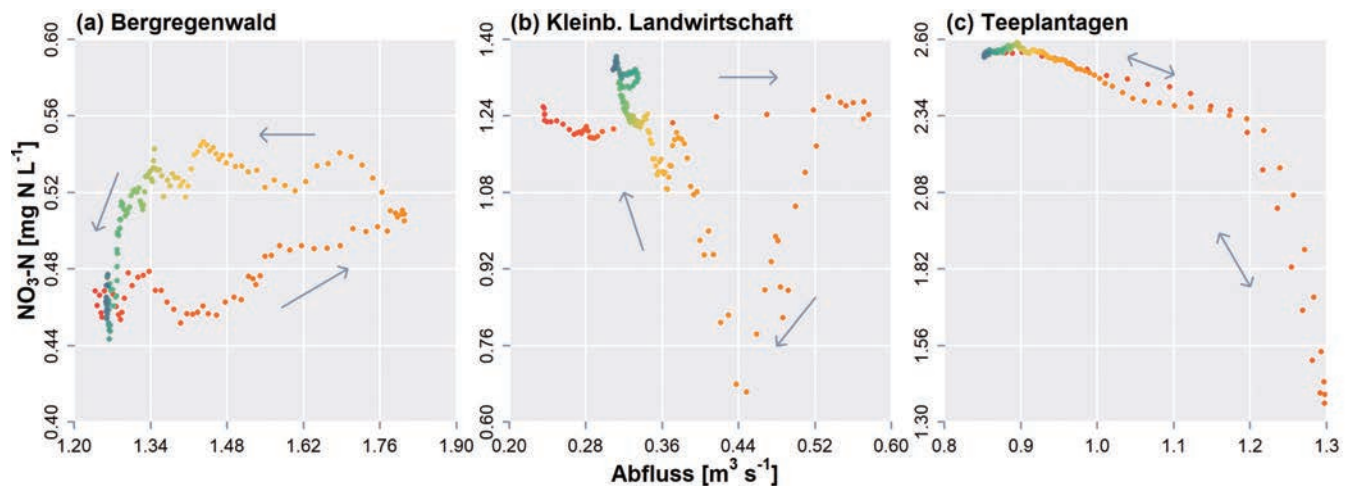


Abbildung 5

Hystereseschleifen in (a) dem Bergregenwald, (b) der kleinbäuerlichen Landwirtschaft und (c) den Teeplantagen während der langen Regenzeit im Jahr 2015. Die Pfeile zeigen die Richtung der Hystereseschleife an, wobei rote Punkte den Beginn des Regenereignisses und blaue Punkte das Ende darstellen.

Hysteresis loops in the (a) tropical montane forest, (b) smallholder agriculture and (c) tea plantations subcatchments during the long rainy season in 2015. The arrows indicate the direction of the hysteresis loop, with red points representing the start of the rainfall event and blue points the end.

vegetation für die Aufnahme von Nitrat aus dem Grundwasser verantwortlich sein, da Durchwurzelungstiefen von mehr als 6 m beobachtet wurden (EDWARDS et al., 1976). Obwohl für Tee ähnliche Durchwurzelungstiefen beobachtet wurden, könnte die tiefwurzelnde Waldvegetation sowie das Fehlen zusätzlicher (anthropogener) Stickstoffeinträge für die Verdeckung jeglicher saisonaler Veränderungen der Nitratreinträge im Flusswasser verantwortlich sein (SAUNDERS et al., 2006). Die verfügbaren biogeochemischen Daten konnten jedoch keinen Beweis für diese Hypothese liefern.

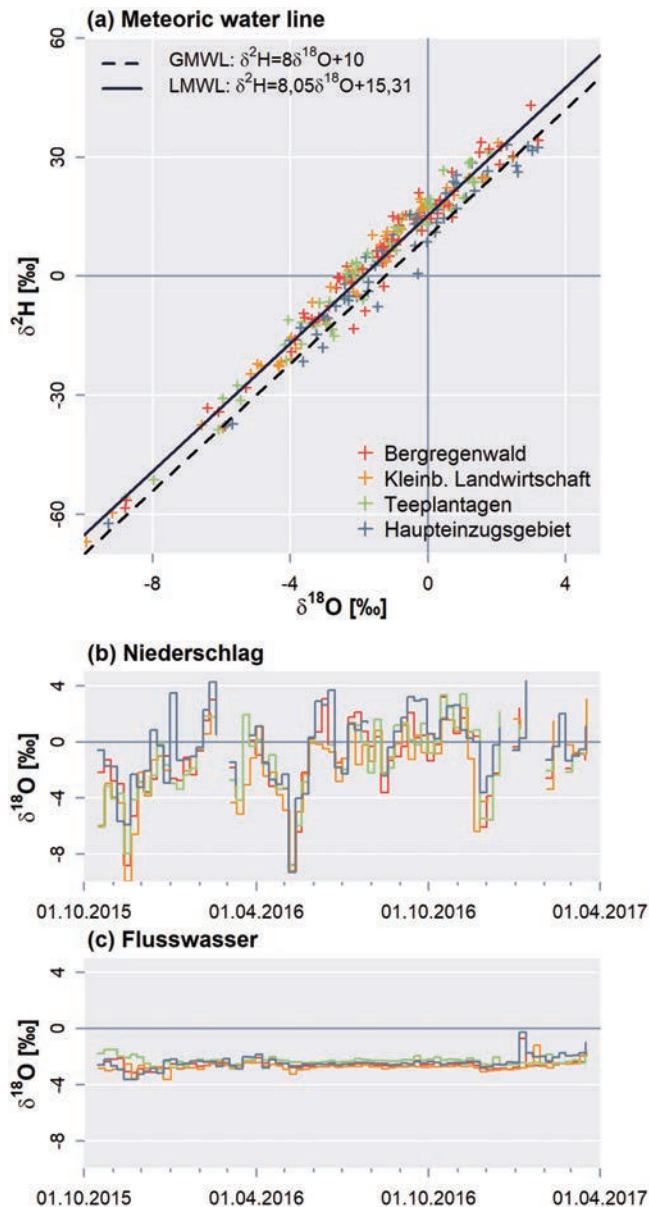
Die Hysterese-Analyse von JACOBS et al. (2018b) lieferte Informationen über die Bedeutung der verschiedenen Fließwege und Nitratquellen bei Niederschlagsereignissen. Die im Bergregenwald beobachteten linksdrehenden Hystereseschleifen zeigen einen Anstieg der Nitratkonzentrationen während der Niederschlagsereignisse an (Abb. 5a). Laut EVANS & DAVIES (1998) deutet dies auf das Auftreten eines oberflächennahen (unterirdischen) Abflusses hin, wobei die Beimischung von Bodenwasser mit höheren Nitratkonzentrationen als im Grundwasser und Regenwasser zu einer Spitze der Nitratkonzentration nach der Abflussspitze führt. Ein analoges Verhalten wurde auch in einem peruanischen tropischen Bergwald beschrieben (SAUNDERS et al., 2006). Umgekehrt führten die meisten Niederschlagsereignisse in den landwirtschaftlich geprägten Teileinzugsgebieten und im Haupteinzugsgebiet zu einer Verdünnung der Nitratkonzentrationen durch Zugabe von Regenwasser mit einer geringeren Konzentration ($0,20 \pm 0,10 \text{ mg N L}^{-1}$; JACOBS et al. 2018b) als im Boden- oder Grundwasser, obwohl die Richtung der Hystereseschleifen zwischen den Einzugsgebieten und Jahreszeiten variierte (Abb. 5b und 5c). Eine Abnahme der Nitratkonzentrationen während den Niederschlagsereignissen deutet auf das Auftreten von Oberflächenabfluss hin. Besonders im Einzugsgebiet mit kleinbäuerlicher Landwirtschaft, wo acht von zehn Ereignissen eine rechtsdrehende Hystereseschleife aufwies, welche einen großen Beitrag des Ereigniswassers charakterisiert (EVANS & DAVIES, 1998), scheint der Oberflächenabfluss eine wichtige

Rolle zu spielen. Das erhöhte Auftreten von Oberflächenabfluss in bewirtschafteten Landnutzungstypen im Gegensatz zu Wäldern wird durch die beobachteten Veränderungen der hydraulischen Bodeneigenschaften im Untersuchungsgebiet und durch die reduzierten Infiltrationsraten in Grasland, Ackerland und Teeplantagen ($13,8$ bis $43,3 \text{ cm h}^{-1}$) im Vergleich zu anthropogenem und natürlichem Wald ($60,2$ bis $76,1 \text{ cm h}^{-1}$) unterstützt (OWUOR et al., 2018).

3.2 Wasserherkunft und -fließwege

Die Isotopenzusammensetzung von Niederschlagsproben, die in den drei Teileinzugsgebieten und dem Haupteinzugsgebiet gesammelt wurden, wurde zur Entwicklung der lokalen "meteoric water line" verwendet (Abb. 6a). Nur Proben mit einem Volumen über 100 ml wurden verwendet, um einen Einfluss der Probenverdunstung auf die Isotopenzusammensetzung zu vermeiden. Der d-excess-Wert von $14,3 \pm 5,2 \text{ ‰}$, der zum Zurückverfolgen der Quellen des atmosphärischen Wassers verwendet werden kann, ähnelte Werten, die in anderen tropischen montanen Systemen gefunden wurden (MUÑOZ-VILLERS et al., 2016; OTTE et al., 2017; WINDHORST et al., 2013). Werte von mehr als 10 ‰ deuten entweder auf rezykliertes Wasser (Wiederverdunstung von der Landoberfläche oder dem Kronendach) oder kondensiertes Wasser aus Quellregionen, in denen die relative Luftfeuchtigkeit deutlich unter 85 % liegt, hin (CLARK & FRITZ, 1997; OTTE et al., 2017). In tropischen Gebirgsregionen werden diese Werte jedoch häufig auf die lokale Verdunstung von Niederschlägen zurückgeführt (GOLDSMITH et al., 2012; WINDHORST et al., 2013). Die Isotopenzusammensetzung des Fließwassers zeigte in allen Teileinzugsgebieten eine sehr geringe Variation, während die Signatur des Niederschlags ausgeprägte Minima während der langen und kurzen Regenzeit zeigte (Abb. 6b und 6c). Ähnliche Beobachtungen wurden auch für Einzugsgebiete am Kilimandscharo in Tansania beschrieben (OTTE et al., 2017).

Die Analyse des Anteils von jungem Wasser schätzte einen Beitrag von mehr als 85 % des "alten" Wassers oder Grundwassers

**Abbildung 6**

(a) Globale (GMWL) und „lokale meteoric water line“ (LMWL) und Isotopenzusammensetzung von Niederschlag und die Zeitreihen von $\delta^{18}\text{O}$ in (b) Niederschlag und (c) Flusswasser in den vier Einzugsgebieten im südwestlichen Mau-Wald, Kenia.

(a) Global (GMWL) and local meteoric water line (LMWL) and isotopic composition of precipitation, and the time series of $\delta^{18}\text{O}$ in (b) precipitation and (c) stream water in the four catchments in the southwestern Mau Forest, Kenya.

zum Abfluss in den drei Teileinzugsgebieten (JACOBS et al., 2018a). Für das Haupteinzugsgebiet lag dieser Beitrag mit 78 % (95%-Konfidenzintervall: 48 bis 89 %) etwas niedriger. Im Gegensatz zum Bergregenwald, wo der Anteil an jungem Wasser von 11 % (3 bis 42 %) bei geringem Abfluss leicht auf 15 % (4 bis 48 %) bei hohem Abfluss anstieg, sank der Anteil an jungem Wasser von 18 % (7 bis 45 %) bzw. 20 % (6 bis 60 %) bei geringem Abfluss auf 4 % (1 bis 19 %) bzw. 12 % (3 bis 39 %) bei hohem Abfluss in den Teileinzugsgebieten mit kleinbäuerlicher Landwirtschaft und den Teeplantagen. Dies zeigt erneut die zunehmende Bedeutung des Beitrags des Grundwassers mit zunehmendem

Abfluss in landwirtschaftlichen Einzugsgebieten. Diese Werte sind niedriger als der globale durchschnittliche Jungwasseranteil (durchschnittlich 26 %, Median 21 %), wie er von JASECHKO et al. (2016) ermittelt wurde. Niedrigere Anteile an jungem Wasser werden normalerweise in Einzugsgebieten mit steilen Hängen (JASECHKO et al., 2016) oder in gebirgigen Einzugsgebieten beobachtet (LUTZ et al., 2018). Diese Beobachtungen könnten die Ähnlichkeit unserer Ergebnisse mit dem Anteil an jungem Wasser von 16 % in gebirgigen Einzugsgebieten in den Schweizer Alpen (VON FREYBERG et al., 2018) und 7 bis 22 % in der Colorado Front Range, USA (ZHANG et al., 2018) erklären.

In der von JACOBS et al. (2018a) durchgeführten "end member mixing analysis" (EMMA) wurden für jedes Einzugsgebiet die drei wichtigsten Quellen für den Abfluss ermittelt. Diese Quellen wurden abhängig davon, wie gut die chemische Zusammensetzung dieser Quellen, ausgedrückt als Hauptkomponenten von mehreren gelösten Stoffen (U1 und U2 in Abb. 7), die Zusammensetzung des Flusswassers erklären kann, identifiziert. In allen drei Einzugsgebieten wurde der Niederschlag als einer der drei Abflussquellen mit einem Beitrag (Median und Interquartilsabstand) von 46 % (22 bis 60 %) im Wald, 57 % (35 bis 86 %) in der kleinbäuerlichen Landwirtschaft und 18 % (–26 bis 39 %) in den Teeplantagen identifiziert (JACOBS et al., 2018a). Das widerspricht in gewissem Maße der Bedeutung des Grundwassers, was die anderen Ergebnisse dieser Studie zeigen und auch in anderen tropischen montanen Einzugsgebieten beobachtet wurde (CRESPO et al., 2011; MUÑOZ-VILLERS & MCDONNELL, 2012). Im Bergregenwald trägt der Niederschlag wahrscheinlich als oberflächennaher Zwischenabfluss zum Abfluss bei, wie in anderen tropischen Waldökosystemen beobachtet (MUÑOZ-VILLERS & MCDONNELL, 2012; SAUNDERS et al., 2006). Da der Oberflächenabfluss, wie die Hystereseanalyse gezeigt hat, in den landwirtschaftlichen Einzugsgebieten häufiger vorkommt als im Wald, ist Oberflächenabfluss höchstwahrscheinlich der präferierte Fließweg, über den Regenwasser und Bestandsniederschlag in diesen Einzugsgebieten zum Abfluss beitragen. Beide Quellen konnten durch ihre unterschiedliche chemische Zusammensetzung getrennt werden, obwohl der Unterschied in dem Einzugsgebiet mit kleinbäuerlicher Landwirtschaft nicht so groß ist (Abb. 7).

Der Beitrag der grundwasserbezogenen Abflussquellen (Quellen und Feuchtgebiete) stieg von 2 % (–4 bis 25 %) bzw. 52 % (31 bis 71 %) in der kleinbäuerlichen Landwirtschaft und in den Teeplantagen während der Perioden mit geringem Abfluss auf 53 % (22 bis 92 %) bzw. 68 % (37 bis 129 %) bei hohem Abfluss (JACOBS et al., 2018a). Im Waldeinzugsgebiet war diese Veränderung geringer, mit einem Beitrag von 19 % (10 bis 26 %) bei geringem Abfluss und 21 % (15 bis 35 %) bei hohem Abfluss. Diese Trends stimmen mit Ergebnissen aus bewaldeten Einzugsgebieten in Mexiko und Brasilien mit tiefen Böden und hohen Niederschlägen ($> 2.000 \text{ mm J}^{-1}$) überein (CHAVES et al., 2008; MUÑOZ-VILLERS & MCDONNELL, 2012). Das Auftreten negativer Beiträge und von Beiträgen über 100 % deutet darauf hin, dass die beprobten Abflussquellen nicht die gesamte Variabilität der Flusswasserchemie in den Teileinzugsgebieten mit kleinbäuerlicher Landwirtschaft und Teeplantagen erfasst haben. Daher ist es wahrscheinlich, dass wichtige Abflussquellen wie Grundwasser und Oberflächenabfluss in der Analyse fehlen (CHAVES et al., 2008). Darüber hinaus war die chemische Zusammensetzung bestimmter Abflussquellen, insbesondere des Bestandsnieder-

schlags, sehr variabel (Abb. 7), was zu einer hohen Unsicherheit bei der Schätzung des Beitrags der verschiedenen Quellen zum Abfluss führte (JACOBS et al., 2018a). Die hohe Unsicherheit zeigt, dass die Ergebnisse dieser Analyse mit Sorgfalt interpretiert werden sollten.

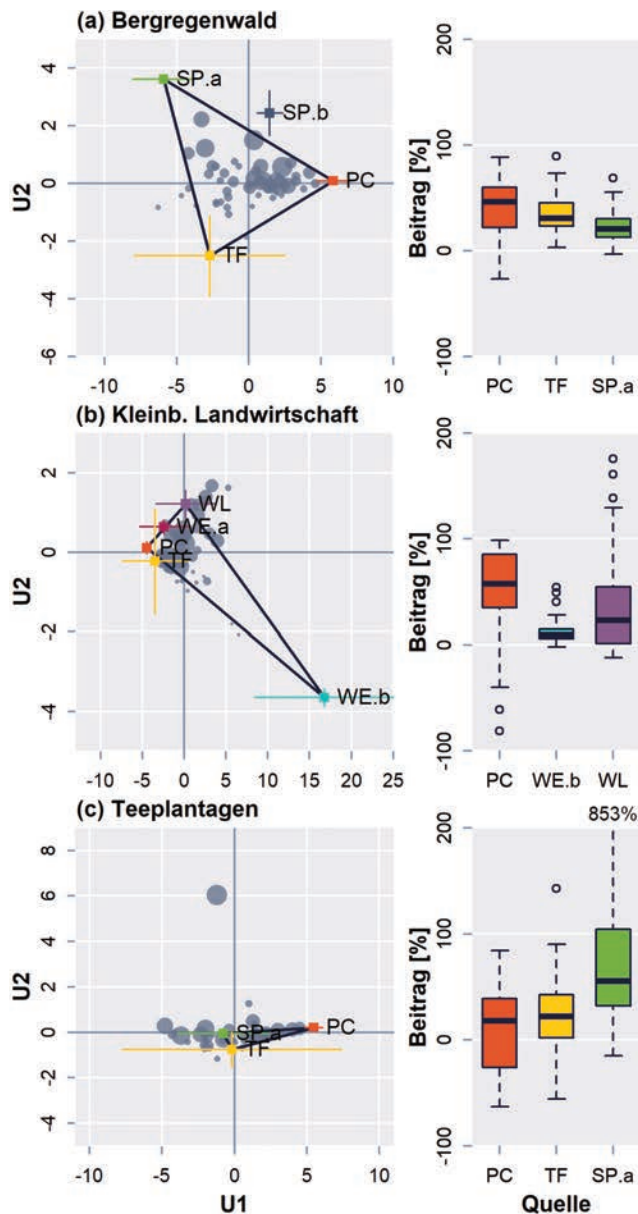


Abbildung 7
Mischungsdiagramme und Beiträge der Abflussquellen von Oktober 2015 bis Oktober 2016 für (a) Bergregenwald, (b) kleinbäuerliche Landwirtschaft und (c) Teeplantagen. Herkunftsräume: Niederschlag (PC), Quellen (SP.a und SP.b), Bestandsniederschlag (TF), Brunnen (WE.a und WE.b) und Feuchtgebiete (WL). Die Größe der Kreise in den Mischungsdiagrammen stellt den Abfluss zum Zeitpunkt der Probenahme dar. U1 und U2 sind die ersten beiden Hauptkomponenten der gelösten Stoffe, die in die Analyse einbezogen wurden. Angepasst aus JACOBS et al. (2018a).
Mixing diagrams and end member contributions from October 2015 to October 2016 for (a) tropical montane forest, (b) smallholder agriculture and (c) tea plantations. End members: precipitation (PC), springs (SP.a and SP.b), throughfall (TF), shallow wells (WE.a and WE.b) and wetlands (WL). The size of the circles in the mixing diagrams represents the discharge at time of sampling. U1 and U2 are the first two principle components of the solutes that were included in the analysis. Adapted from JACOBS et al. (2018a).

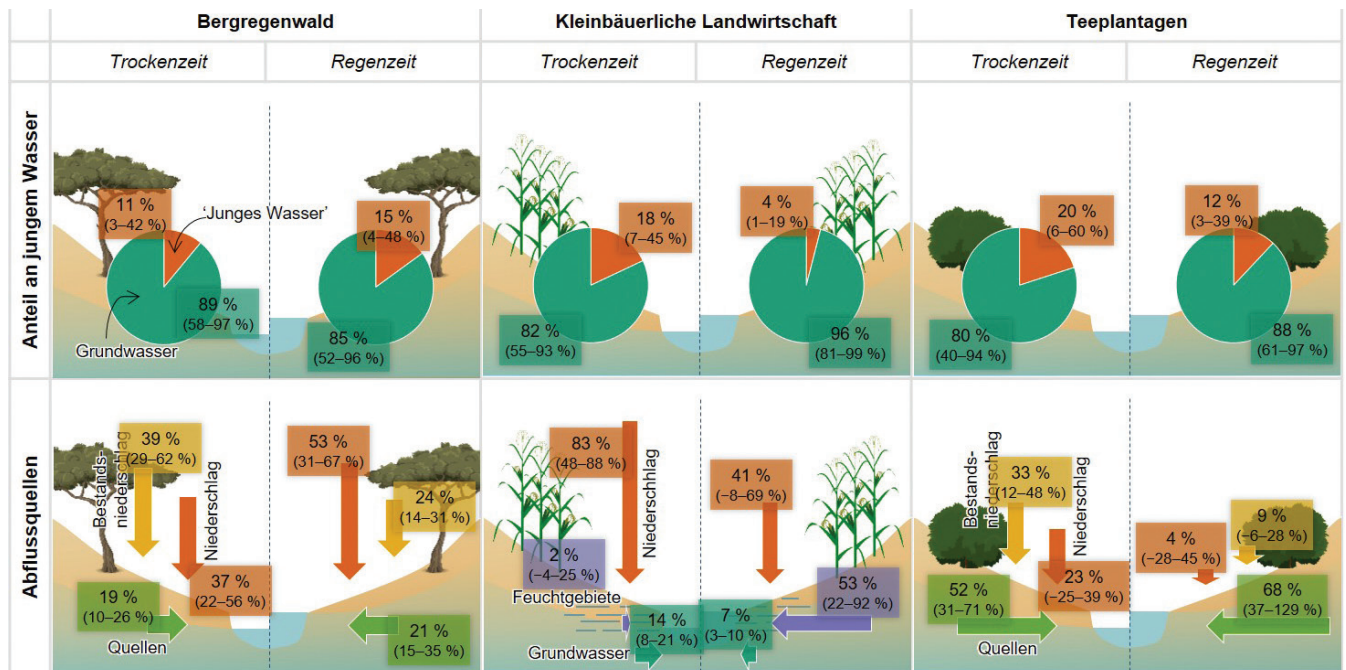
4 Fazit und Ausblick

Jede der drei Analysen der empirischen Daten lieferte Einblicke in die hydrologischen Prozesse der drei wichtigsten Landnutzungstypen im Gebiet des Mau-Waldes: Bergregenwald, kleinbäuerliche Landwirtschaft und kommerzielle Teeplantagen. Die Ergebnisse zeigten, dass die Abflusserzeugung in allen Teileinzugsgebieten von Grundwasser dominiert wird. Dennoch wurden kleine, aber relevante Unterschiede zwischen den drei Landnutzungstypen beobachtet, welche in Abbildung 8 zusammengefasst dargestellt sind. Der Anstieg des Grundwasserbeitrags in den beiden landwirtschaftlichen Einzugsgebieten während der Regenzeit, welcher sowohl durch den Anteil an jungem Wasser als auch durch die "end member mixing analysis" gezeigt wurde, könnte Auswirkungen auf den Export von Nährstoffen und anderen Substanzen, einschließlich Schadstoffen, die mit dem Grundwasser transportiert werden, haben. So zeigte diese Studie bereits erhöhte Nitratkonzentrationen in den Flüssen der landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiete während der Regenzeit sowie einen erhöhten Nitrataustrag im Vergleich zum Waldeinzugsgebiet.

Andererseits ergab die "end member mixing"-Analyse auch, dass Niederschlag in allen Einzugsgebieten eine der Hauptquellen des Abflusses ist, während der Bestandsniederschlag in den Einzugsgebieten mit Wald und Teeplantagen ebenfalls dazu beitrug. Die große Unsicherheit dieser Analyse, die auf fehlende Abflussquellen in der Analyse und die Variabilität in der chemischen Zusammensetzung der verschiedenen Abflussquellen zurückzuführen ist, macht es jedoch schwierig, den Beitrag genau zu quantifizieren. Dennoch zeigte auch die Hysterese-Analyse, dass in den landwirtschaftlichen Einzugsgebieten bei Regenereignissen Oberflächenabfluss auftrat. Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist für Bodenerosionsprozesse relevant, die in beiden landwirtschaftlichen Einzugsgebieten zu einer erhöhten Sedimentbelastung der Flüsse geführt haben (STENFERT KROESE et al., 2020). Demzufolge sind in von Landwirtschaft geprägten Einzugsgebieten während der Regenzeit höhere Konzentrationen und Belastung durch gelöste Stoffe und Sedimente zu erwarten. Obwohl kein eindeutiger Einfluss der Landnutzung auf die Gesamtmenge des Wassers oder das zeitliche Muster im Fluss festgestellt werden konnte, werden sich weitere Landnutzungsänderungen ohne entsprechende land- und wasserwirtschaftliche Maßnahmen negativ auf die gesamte Oberflächenwasserqualität in der Region und flussabwärts auswirken.

Summary and outlook

Each of the three analyses of the empirical data collected resulted in insights into the hydrological processes in the three land use types: tropical montane forest, smallholder agriculture and commercial tea plantations. The results showed that discharge in all subcatchments is groundwater-driven. Nevertheless, small but important differences between the three land use types were observed, as summarised in Figure 8. The increase in the contribution of groundwater to streamflow in the agricultural catchments during the rainy season, which was indicated by both the young water fractions and the end member mixing analysis, could affect the export of nutrients and pollutants that are transported through groundwater. This study already showed increased nitrate concentrations in streams in these catchments during the rainy seasons, as well as higher nitrate export in comparison to the forest catchment.

**Abbildung 8**

Konzeptuelles Verständnis der hydrologischen Prozesse in den drei Landnutzungstypen im südwestlichen Mau-Wald, Kenia: Bergregenwald, kleinbäuerliche Landwirtschaft und Teeplantagen, basierend auf Analysen von empirischen Daten, die zwischen Januar 2015 und März 2017 erhoben wurden. Für den Anteil an jungem Wasser werden der Wert und das 95%-Konfidenzintervall angegeben, für die Abflussquellen der Medianwert und der Interquartilsbereich. Angepasst aus JACOBS et al. (2018a).

Conceptual understanding of hydrological processes in the three land use types in the southwestern Mau Forest, Kenya: tropical montane forest, smallholder agriculture and tea plantations based on analyses of empirical data collected between January 2015 and March 2017. For the young water fraction, the value and the 95 % confidence interval are provided, for the sources of streamflow (end members) the median value and interquartile range. Adapted from JACOBS et al. (2018a).

On the other hand, the end member analysis also showed that precipitation was one of the main sources of streamflow in all catchment, whereas throughfall also contributed in the catchments with forest and tea plantations. The high uncertainty in this analysis, which is probably due to missing end members in the analysis as well as the high variability in the chemical composition of the different end members, makes it difficult to exactly quantify the contribution. Nevertheless, the hysteresis analysis indicated that surface runoff occurs in the agricultural catchments during rainfall events. The occurrence of surface runoff in the subcatchments dominated by smallholder agriculture or tea plantations is also relevant for soil erosion processes, which have resulted in increased sediment loads in both catchments (STENFERT KROESE et al., 2020). As a consequence, higher concentrations and loads of pollutants and sediments are expected in catchments characterised by agricultural land use types. Although no general impact of land use on the overall amount of water or the seasonal patterns in the rivers could be identified, further land use changes without appropriate land and water management interventions will have a negative effect on the overall water quality in the region and downstream.

Datenverfügbarkeit

Die während der aktuellen Studie analysierten Datensätze stehen im Repositorium Zenodo zur Verfügung, DOI: 10.5281/zenodo.5184741.

Danksagung

Wir danken dem Kenya Forest Service (KFS) für die Unterstützung des Forschungsteams bei der Durchführung dieser Studie im Mau-Wald. Diese Arbeit wurde teilweise durch das CGIAR-Programm "Forest, Trees and Agroforestry" unter der Leitung des Centre for International Forestry Research (CIFOR) finanziert. Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft DFG (BR2238/23-1), der Deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GIZ (Projekt Nr. 81195001 "Low Cost methods for monitoring water quality to inform upscaling of sustainable water management in forested landscapes in Kenya") und dem Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung BMZ (Projekt Nr. 81206682 "The Water Towers of East Africa: policies and practices for enhancing co-benefits from joint forest and water conservation") für die großzügige, zusätzliche Unterstützung. Schließlich möchten wir uns bei Svenja Homann-Koch für das Korrekturlesen bedanken.

Anschriften der Verfasser

Dr. Suzanne Jacobs
 Dr. Björn Weeser
 Prof. Dr. Lutz Breuer
 Zentrum für internationale Entwicklungs- und Umweltforschung (ZEU)
 Justus-Liebig-Universität Gießen
 Senckenbergstr. 3
 35415 Gießen
 und

Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt
Justus-Liebig-Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26
35392 Gießen
suzanne.r.jacobs@zeu.uni-giessen.de
bjoern.weeser@envr.jlug.de
lutz.breuer@umwelt.uni-giessen.de

Prof. Dr. Mariana Rufino
Chair of Agricultural Systems
Lancaster Environment Centre
Lancaster University
Lancaster LA1 4YQ
Großbritannien
m.rufino1@lancaster.ac.uk

Literaturverzeichnis

- ANDERS, A.M. & S.W. NESBITT (2014): Altitudinal precipitation gradients in the tropics from tropical rainfall measuring mission (TRMM) precipitation radar. *J. Hydrometeor.* 16, 441–448. DOI: 10.1175/JHM-D-14-0178.1.
- ARIAS-NAVARRO, C., DÍAZ-PIÑES, E., ZUAZO, P., RUFINO, M.C., VERCHOT, L. & K. BUTTERBACH-BAHL (2017): Quantifying the contribution of land use to N₂O, NO and CO₂ fluxes in a montane forest ecosystem of Kenya. *Biogeochemistry*, 134(1–2), 95–114. DOI: 10.1007/s10533-017-0348-3.
- ATAROFF, M. & F. RADA (2000): Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *Ambio* 29, 440–444. DOI: 10.1579/0044-7447-29.7.440.
- BAKER, T.J. & S.N. MILLER (2013): Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *J. Hydrol.* 486, 100–111. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.01.041.
- BALDYGA, T.J., MILLER, S.N., SHIVOGA, W. & M. GICHABA (2004): Assessing the impact of land cover change in Kenya using remote sensing and hydrologic modelling, in: ASPRS Annual Conference Proceedings. Presented at the ASPRS – 70 years of service to the profession, Denver, Colorado.
- BJØRNDAL, J.E. (1992): Tanzania's vanishing rain forests – Assessment of nature conservation values, biodiversity and importance for water catchment. *Agr. Ecosyst. Environ.* 40, 313–334. DOI: 10.1016/0167-8809(92)90100-P.
- BLACKIE, J.R. (1972): Hydrological effects of a change in land use from rain forest to tea plantation in Kenya, in: Studies and Reports in Hydrology No. 12. International Association of Hydrological Sciences, UNESCO, pp. 312–329.
- BRANDT, P., HAMUNYELA, E., HEROLD, M., DE BRUIN, S., VERBESSELT, J. & M.C. RUFINO (2018): Sustainable intensification of dairy production can reduce forest disturbance in Kenyan montane forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 307–319. DOI: 10.1016/j.agee.2018.06.011.
- BURGESS, N., BUTYNSKI, T., CORDEIRO, N., DOGGART, N., FIELDSA, J., HOWELL, K., KILAHAMA, F., LOADER, S., LOVETT, J. & B. MBILINYI (2007): The biological importance of the Eastern Arc Mountains of Tanzania and Kenya. *Biol. Conserv.* 134, 209–231. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.08.015.
- CÉLLERI, R. & J. FEYEN (2009): The hydrology of tropical Andean eco-systems: Importance, knowledge status, and perspectives. *Mt. Res. Dev.* 29, 350–355. DOI: 10.1659/mrd.00007.
- CHAVES, J., NEILL, C., GERMER, S., NETO, S.G., KRUSCHE, A. & H. ELSENBEE, H. (2008): Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. *Hydrol. Process.* 22, 1766–1775. DOI: 10.1002/hyp.6803.
- CHRISTOPHERSEN, N. & R.P. HOOPER (1992): Multivariate analysis of stream water chemical data: The use of principal components analysis for the end-member mixing problem. *Water Resour. Res.* 28, 99–107. DOI: 10.1029/91WR02518.
- CLARK, I.D. & P. FRITZ (1997): Environmental isotopes in hydrogeology. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- CORREA, A., WINDHORST, D., TETZLAFF, D., CRESPO, P., CÉLLERI, R., FEYEN, J. & L. BREUER (2017): Temporal dynamics in dominant runoff sources and flow paths in the Andean Páramo. *Water Resour. Res.* 53, 5998–6017. DOI: 10.1002/2016WR020187.
- CRESPO, P.J., FEYEN, J., BUYTAERT, W., BÜCKER, A., BREUER, L., FREDE, H.-G. & M. RAMÍREZ (2011): Identifying controls of the rainfall–runoff response of small catchments in the tropical Andes (Ecuador). *Journal of Hydrology* 407, 164–174. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.07.021.
- DUPAS, R., JOMAA, S., MUSOLFF, A., BORCHARDT, D. & M. RODE (2016): Disentangling the influence of hydroclimatic patterns and agricultural management on river nitrate dynamics from sub-hourly to decadal time scales. *Science of the Total Environment*, 571(Suppl. C), 791–800. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.053.
- EDWARDS, K.A., BLACKIE, J.R. & C.W.O. EELES (1976): Final report on the East African Catchment Research Project (ODM R2582). Volume II: The Kericho Experiments. Institute of Hydrology, Wallingford, UK.
- EVANS, C. & T.D. DAVIES (1998): Causes of concentration/discharge hysteresis and its potential as a tool for analysis of episode hydrochemistry. *Water Resour. Res.* 34, 129–137. DOI: 10.1029/97WR01881.
- FUKA, D., WALTER, M., ARCHIBALD, J., STEENHUIS, T. & Z. EASTON (2018): Package "EcoHydRology".
- GIERTZ, S., JUNGE, B. & B. DIEKKRÜGER (2005): Assessing the effects of land use change on soil physical properties and hydrological processes in the sub-humid tropical environment of West Africa. *Phys. Chem. Earth* 30, 485–496. DOI: 10.1016/j.pce.2005.07.003.
- GOLDSMITH, G.R., MUÑOZ-VILLERS, L.E., HOLWERDA, F., MCDONNELL, J.J., ASBJØRNSEN, H. & T.E. DAWSON (2012): Stable isotopes reveal linkages among ecohydrological processes in a seasonally dry tropical montane cloud forest. *Ecohydrology* 5, 779–790. DOI: 10.1002/eco.268.
- GRADSTEIN, S.R., HOMEIER, J. & D. GANSERT (2008): The tropical mountain forest. Patterns and processes in a biodiversity hotspot, Biodiversity and Ecology Series. Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology, Göttingen, Germany.
- HOOPER, R.P. (2003): Diagnostic tools for mixing models of stream water chemistry. *Water Resour. Res.* 39, 1055. DOI: 10.1029/2002WR001528.
- JACOBS, S.R., BREUER, L., BUTTERBACH-BAHL, K., PELSTER, D.E. & M.C. RUFINO (2017): Land use affects total dissolved nitrogen and nitrate concentrations in tropical montane streams in Kenya. *Sci. Total Environ.* 603–604, 519–532. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.100.
- JACOBS, S.R., TIMBE, E., WEESER, B., RUFINO, M.C., BUTTERBACH-BAHL, K. & L. BREUER (2018a): Assessment of hydrological pathways in East African montane catchments under different land use. *Hydrology and Earth System Sciences* 22, 4981–5000. DOI: 10.5194/hess-22-4981-2018.
- JACOBS, S.R., WEESER, B., GUZHA, A.C., RUFINO, M.C., BUTTERBACH-BAHL, K., WINDHORST, D. & L. BREUER (2018b): Using high-resolution data to assess land use impact on nitrate dynamics in East African tropical montane catchments. *Water Resour. Res.* 54, 1812–1830. DOI: 10.1002/2017WR021592.
- JACOBS, S.R., WEESER, B., RUFINO, M.C. & L. BREUER (2020): Diurnal patterns in solute concentrations measured with in situ UV-Vis sensors: Natural fluctuations or artefacts? *Sensors* 20, 859. DOI: 10.3390/s20030859.

- JACOBS, S.R., WEESER, B., RUFINO, M.C. & L. BREUER (2021): Dataset for: Hydrological processes in East African tropical montane headwater catchments influenced by land use. Zenodo. DOI: 10.5281/zenodo.5184741.
- JASECHKO, S., KIRCHNER, J.W., WELKER, J.M. & J.J. MCDONNELL (2016): Substantial proportion of global streamflow less than three months old. *Nature Geoscience* 9, 126. DOI: 10.1038/ngeo2636.
- KINYANJUI, M.J. (2011): NDVI-based vegetation monitoring in Mau Forest Complex, Kenya. *Afr. J. Ecol.* 49, 165–174. DOI: 10.1111/j.1365-2028.2010.01251.x.
- KIRCHNER, J.W. (2016): Aggregation in environmental systems – Part 1: Seasonal tracer cycles quantify young water fractions, but not mean transit times, in spatially heterogeneous catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20, 279–297. DOI: 10.5194/hess-20-279-2016.
- LUTZ, S.R., KRIEG, R., MÜLLER, C., ZINK, M., KNÖLLER, K., SAMANIEGO, L. & R. MERZ (2018): Spatial patterns of water age: Using Young Water Fractions to improve characterization of transit times in contrasting catchments. *Water Resources Research* 54. DOI: 10.1029/2017WR022216.
- MANGO, L.M., MELESSE, A.M., MCCLAIN, M.E., GANN, D. & S.G. SETEGN (2011): Land use and climate change impacts on the hydrology of the upper Mara River Basin, Kenya: Results of a modeling study to support better resource management. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15, 2245–2258. DOI: 10.5194/hess-15-2245-2011.
- MOORE, R.D. (2004): Introduction to salt dilution gauging for streamflow measurement: Part 1. *Streamline Watershed Management Bulletin* 7, 20–23.
- MOSQUERA, G.M., LAZO, P.X., CÉLLERI, R., WILCOX, B.P. & P. CRESPO (2015): Runoff from tropical alpine grasslands increases with areal extent of wetlands. *CATENA* 125, 120–128. DOI: 10.1016/j.catena.2014.10.010.
- MUNISHI, P.K.T. & T.H. SHEAR (2005): Rainfall interception and partitioning in Afromontane rain forests of the Eastern Arc Mountains, Tanzania: Implications for water conservation. *J. Trop. For. Sci.* 17, 355–365.
- MUÑOZ-VILLERS, L.E., GEISSELT, D.R., HOLWERDA, F. & J.J. MCDONNELL (2016): Factors influencing stream baseflow transit times in tropical montane watersheds. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20, 1621–1635. DOI: 10.5194/hess-20-1621-2016.
- MUÑOZ-VILLERS, L.E. & J.J. MCDONNELL (2012): Runoff generation in a steep, tropical montane cloud forest catchment on permeable volcanic substrate. *Water Resour. Res.* 48, W09528. DOI: 10.1029/2011WR011316.
- MWANGI, H.M., JULICH, S., PATIL, S.D., MCDONALD, M.A. & K.-H. FEGER (2016): Relative contribution of land use change and climate variability on discharge of upper Mara River, Kenya. *J. Hydrol.: Regional Studies* 5, 244–260. DOI: 10.1016/j.ejrh.2015.12.059.
- NEILL, C., CHAVES, J.E., BIGGS, T., DEEGAN, L.A., ELSENBEER, H., FIGUEIREDO, R.O., GERMER, S., JOHNSON, M.S., LEHMANN, J., MARKEWITZ, D. & M.C. PICCOLO (2011): Runoff sources and land cover change in the Amazon: An end-member mixing analysis from small watersheds. *Biogeochemistry* 105, 7–18. DOI: 10.1007/s10533-011-9597-8.
- OTTE, I., DETSCH, F., GÜTLEIN, A., SCHOLL, M., KIESE, R., APPELHANS, T. & T. NAUSS (2017): Seasonality of stable isotope composition of atmospheric water input at the southern slopes of Mt. Kilimanjaro, Tanzania. *Hydrol. Process.* 31, 3932–3947. DOI: 10.1002/hyp.11311.
- OWUOR, S.O., BUTTERBACH-BAHL, K., GUZHA, A.C., JACOBS, S., MERBOLD, L., RUFINO, M.C., PELSTER, D., DÍAZ-PINÉS, E. & L. BREUER (2018): Conversion of natural forest results in a significant degradation of soil hydraulic properties in the highlands of Kenya. *Soil Till. Res.* 176, 36–44. DOI: 10.1016/j.still.2017.10.003.
- RASIAH, V., ARMOUR, J.D., YAMAMOTO, T., MAHENDRARAJAH, S. & D.H. HEINER (2003): Nitrate dynamics in shallow groundwater and the potential for transport to off-site water bodies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 147(1–4), 183–202. DOI: 10.1023/A:1024529017142.
- SAUNDERS, T.J., MCCLAIN, M.E. & C.A. LLERENA (2006): The biogeochemistry of dissolved nitrogen, phosphorus, and organic carbon along terrestrial-aquatic flowpaths of a montane headwater catchment in the Peruvian Amazon. *Hydrol. Process.* 20, 2549–2562. DOI: 10.1002/hyp.6215.
- SPRACKLEN, D.V. & R. RIGHELATO (2014): Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. *Biogeosciences* 11, 2741–2754. DOI: 10.5194/bg-11-2741-2014.
- SSENTONGO, A.A., DARKEY, D. & J. MUTYABA (2018): Detecting forest cover and ecosystem service change using integrated approach of remotely sensed derived indices in the central districts of Uganda. *South African Journal of Geomatics* 7, 46–63.
- STENFERT KROESE, J., JACOBS, S.R., TYCH, W., BREUER, L., QUINTON, J.N. & M.C. RUFINO (2020): Tropical montane forest conversion is a critical driver for sediment supply in East African catchments. *Water Resources Research* 56, e2020WR027495. DOI: 10.1029/2020WR027495.
- SWART, R. (2016): Monitoring 40 years of land use change in the Mau Forest Complex, Kenya. A land use change driver analysis. (MSc thesis). Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- USGS (2000): Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global.
- VON FREYBERG, J., ALLEN, S.T., SEEGER, S., WEILER, M. & J.W. KIRCHNER (2018): Sensitivity of young water fractions to hydro-climatic forcing and landscape properties across 22 Swiss catchments. *Hydrology and Earth System Sciences* 22, 3841–3861. DOI: 10.5194/hess-22-3841-2018.
- WINDHORST, D., KRAFT, P., TIMBE, E., FREDE, H.-G. & L. BREUER (2014): Stable water isotope tracing through hydrological models for disentangling runoff generation processes at the hillslope scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 4113–4127. DOI: 10.5194/hess-18-4113-2014.
- WINDHORST, D., WALTZ, T., TIMBE, E., FREDE, H.-G. & L. BREUER (2013): Impact of elevation and weather patterns on the isotopic composition of precipitation in a tropical montane rainforest. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 409–419. DOI: 10.5194/hess-17-409-2013.
- ZHANG, Q., KNOWLES, J.F., BARNES, R.T., COWIE, R.M., ROCK, N. & M.W. WILLIAMS (2018): Surface and subsurface water contributions to streamflow from a mesoscale watershed in complex mountain terrain. *Hydrological Processes* 32, 954–967. DOI: 10.1002/hyp.11469.